

**AVALIAÇÃO DA BIODEGRADABILIDADE AERÓBIA DE  
LIXIVIADO DE UM ATERRO SANITÁRIO**

Cibelle Zaia Machado

Orientadora: Elivete Carmen Clemente Prim

2013/1



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA  
CENTRO TECNOLÓGICO  
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA SANITÁRIA  
E AMBIENTAL**

Cibelle Zaia Machado

**AVALIAÇÃO DA BIODEGRADABILIDADE AERÓBIA DE  
LIXIVIADO DE UM ATERRO SANITÁRIO**

Trabalho de Conclusão de Curso  
apresentado à Universidade Federal de  
Santa Catarina para Conclusão do  
Curso de Graduação em Engenharia  
Sanitária e Ambiental.

Orientadora: Dr<sup>a</sup>. Elivete Carmen  
Clemente Prim

**FLORIANÓPOLIS, 2013**

Machado, Cibelle Zaia

Avaliação da Biodegradabilidade Aeróbia de Lixiviado de um Aterro Sanitário.

Cibelle Zaia Machado – Florianópolis, 2013

62f

Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) – Universidade Federal de Santa Catarina. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental.

Título em inglês: Assessment of Aerobic Biodegradability of Leachate from a Landfill.

1. Aterro sanitário. 2. Biodegradabilidade. 3. Lixiviado. 4. Parâmetros coletivos não específicos

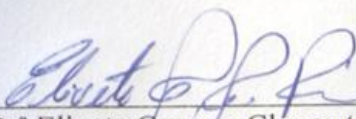
UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA  
CENTRO TECNOLÓGICO  
CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA SANITÁRIA E  
AMBIENTAL

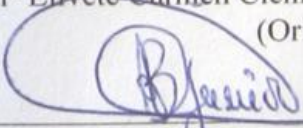
AVALIAÇÃO DA BIODEGRADABILIDADE AERÓBIA DE  
LIXIVIADO DE UM ATERRO SANITÁRIO

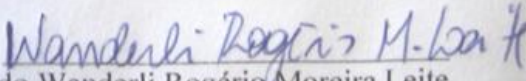
CIBELLE ZAIA MACHADO

Trabalho submetido à Banca Examinadora  
como parte dos requisitos para Conclusão  
do Curso de Graduação em Engenharia  
Sanitária e Ambiental-TCC II

BANCA EXAMINADORA:

  
Drª Elivete Carmen Clemente Prim  
(Orientadora)

  
Prof. Dr. Armando Borges de Castilhos Jr  
(Membro da Banca)

  
Doutorando Wanderli Rogério Moreira Leite  
(Membro da Banca)

FLORIANÓPOLIS, (SC)  
AGOSTO/2013

## AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, Sandra Maria Zaia Machado e Adilson Machado, por terem me dado todo o apoio necessário para que eu pudesse ingressar e concluir a faculdade.

Às minhas irmãs, Michele Zaia Machado e Karina Zaia Machado Raizer, pelo carinho e dedicação que sempre tiveram por mim.

À minha querida avó Brígida Venera Zaia e meu avô Carlito Zaia, por sempre estarem ao meu lado nos momentos mais difíceis de minha vida e cuidarem de mim como a uma filha.

Ao meu amado André Luiz de Paula, por ter me dado coragem para enfrentar todos os desafios e amor incondicional nesses nove maravilhosos anos.

Agradeço às minhas amigas Camila Yumi Otsuka, Chéelsea Eichholz Marchi, Karina Sertich e a inesquecível Laís Brandão Feilstrecker. Graças a vocês os cinco anos de faculdade foram muito menos cansativos e muito mais divertidos!

À minha orientadora Elivete Carmen Clemente Prim, por toda a experiência e conhecimentos transmitidos.

À equipe do LARESO, em especial Camilla Moritz e Alice Bianchi Trentini, por terem dado todo suporte para que eu pudesse executar os experimentos dessa pesquisa.

Enfim, agradeço à todos que de alguma forma estiveram presentes ao longo dessa caminhada.

## RESUMO

Embora se saiba que o lixiviado apresenta características distintas dos esgotos domésticos, pela carência de informações mais específicas, empregam-se usualmente parâmetros deste tipo de efluente para o projeto de sistemas de tratamento de lixiviado. O presente estudo teve como objetivo caracterizar o lixiviado de um aterro sanitário, baseando-se em parâmetros coletivos não específicos a fim de avaliar sua biodegradabilidade, subsidiando a escolha por técnicas de tratamento mais adequadas. Foram realizados ensaios de biodegradabilidade aeróbia e de DQO inerte utilizando os métodos de Zahn-Wellens e Guermilli, respectivamente. Os resultados obtidos indicaram que a biodegradabilidade aeróbia máxima foi de 60%, para o parâmetro DQO e 56% com o parâmetro COD. Em relação à DQO inerte do lixiviado, obteve-se como resultado 42% da DQO inicial, podendo-se notar que o decaimento mais significativo da DQO solúvel ocorreu até o 6º dia, porém este percentual foi obtido ao final do 23º dia. Os resultados reiteraram a importância da análise de parâmetros coletivos não específicos para uma caracterização mais aprofundada e eficaz dos lixiviados de aterros sanitários tendo em vista a gama de compostos orgânicos e inorgânicos presentes.

**Palavras chave:** Aterro sanitário, Biodegradabilidade, Lixiviado, Parâmetros coletivos não específicos.

## ABSTRACT

Although it is known that the leachate distinct characteristics of domestic sewage, the lack of more specific information is usually employ this type of effluent parameters for the design of leachate treatment systems. The present study aimed to characterize the leachate from a landfill, based on collective non-specific parameters to assess their biodegradability, supporting the choice of techniques most appropriate treatment. Was performed tests of aerobic biodegradation and inert COD using Zahn-Wellens and Guermilli methods, respectively. The results indicated that the maximum aerobic biodegradability was 60% for COD and 56% parameter with the parameter  $\text{TOC}_d$ . Regarding inert COD of the leachate was obtained as a result 42% of the initial COD, can be noted that the most significant decay of soluble COD occurred until the 6th day, but this percentage was achieved at the end of the 23 th day. The results reiterated the importance of collective analysis parameters not specific to a deeper characterization and effective leachate from landfills in view the range of organic and inorganic compounds present.

**KeyWords:** Biodegradability, Landfill, leachate, Non-specific parameters collective

## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Corte esquemático de um aterro sanitário.....	7
Figura 2. Rota de caracterização de lixiviado. ....	12
Figura 3. Classificação da biodegradabilidade de um efluente. ....	13
Figura 4. Parâmetros de decisão para a seleção do tipo de tratamento. ....	17
Figura 5. Foto aérea do aterro sanitário.....	24
Figura 6. Reatores envolvidos por alumínio na segunda execução dos ensaios.....	28
Figura 7. Reatores em funcionamento na primeira execução. ....	29
Figura 8. Reatores em funcionamento na segunda execução dos ensaios. ....	30
Figura 9: Variação da DQO solúvel no lixiviado (R1) e em solução de glicose ao longo do tempo. ....	35
Figura 10. Variação da DQ Solúvel no lixiviado (R3) e em solução de glicose ao longo do tempo. ....	36
Figura 11. Variação da DQO solúvel no lixiviado (R4) e em solução de glicose ao longo do tempo. ....	36
Figura 12. Porcentagem de biodegradabilidade do lixiviado ao longo do tempo no reator R2.....	38
Figura 13. Porcentagem de biodegradabilidade do lixiviado ao longo do tempo no reator R5.....	39
Figura 14. Porcentagem de biodegradabilidade do lixiviado ao longo do tempo no reator R6.....	39
Figura 15. Comparação entre as porcentagens de biodegradabilidades obtidas em cada reator – parâmetro DQO.....	40
Figura 16. Porcentagem de biodegradabilidade do lixiviado ao longo do tempo no reator R2.....	41
Figura 17. Porcentagem de biodegradabilidade do lixiviado ao longo do tempo no reator R5.....	42
Figura 18. Porcentagem de biodegradabilidade do lixiviado ao longo do tempo no reator R6.....	42
Figura 19. Comparação entre as porcentagens de biodegradabilidades obtidas em cada reator – parâmetro COD. ....	43



## ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1. Classificação dos resíduos sólidos urbanos quanto à periculosidade.....	5
Tabela 2. Variação da composição do lixiviado gerado em aterros brasileiros .....	10
Tabela 3. Caracterização do lixiviado bruto. ....	25

**LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS**

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
CEMPRE	Compromisso Empresarial para Reciclagem
CNPQ	Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico
COD	Carbono Orgânico Dissolvido
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
DQO <sub>d</sub>	Demanda Química de Oxigênio Dissolvida
FINEP	Financiadora de estudos e Projetos do Ministério da Ciência e Tecnologia
FUNASA	Fundação Nacional de Saúde
IBAM	Instituto Brasileiro de Administração Municipal
IPT	Instituto de Pesquisas Tecnológicas
IVL	Índice Volumétrico de Lodo
LARESO	Laboratório de Pesquisa em Resíduos Sólidos
NBR	Norma Brasileira
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
OD	Oxigênio Dissolvido
pH	Potencial hidrogeniônico
RSU	Resíduos sólidos urbanos
SSV	Sólidos suspensos voláteis
STV	Sólidos totais voláteis
TDH	Tempo de detenção hidráulica
UFSC	Universidade Federal de Santa Catarina

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO.....</b>	<b>1</b>
<b>2</b>	<b>OBJETIVOS.....</b>	<b>3</b>
<b>2.1</b>	<b>Objetivo Geral .....</b>	<b>3</b>
<b>2.2</b>	<b>Objetivos específicos.....</b>	<b>3</b>
<b>3</b>	<b>REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....</b>	<b>4</b>
<b>3.1</b>	<b>Resíduos sólidos .....</b>	<b>4</b>
<b>3.2</b>	<b>Aterro Sanitário.....</b>	<b>6</b>
<b>3.3</b>	<b>Lixiviados .....</b>	<b>8</b>
3.3.1	Composição.....	8
3.3.2	Caracterização de lixiviados.....	11
<b>3.4</b>	<b>Biodegradabilidade Aeróbia.....</b>	<b>13</b>
<b>3.5</b>	<b>DQO Inerte .....</b>	<b>14</b>
<b>3.6</b>	<b>Alternativas de tratamento de lixiviado .....</b>	<b>15</b>
3.6.1	Tratamento biológico .....	17
<b>4</b>	<b>METODOLOGIA .....</b>	<b>23</b>
<b>4.1</b>	<b>Características do lixiviado .....</b>	<b>23</b>
<b>4.2</b>	<b>Análise de Biodegradabilidade Aeróbia .....</b>	<b>25</b>
4.2.1	Coleta das amostras .....	26
4.2.2	Preparação do inóculo .....	26
4.2.3	Preparo do meio mineral .....	26
	Solução (a).....	27
4.2.4	Preparo dos reatores .....	27
4.2.5	Cálculos .....	30
<b>4.3</b>	<b>DQO Inerte - Método de Guermili.....</b>	<b>31</b>
4.3.1	Preparo da solução de nutrientes .....	31
	Solução concentrada de macronutrientes .....	31
4.3.2	Preparo dos reatores .....	32
4.3.3	Cálculos.....	33
<b>5</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÕES .....</b>	<b>34</b>
<b>5.1</b>	<b>Ensaio de DQO Inerte.....</b>	<b>34</b>
<b>5.2</b>	<b>Ensaio de Biodegradabilidade Aeróbia .....</b>	<b>37</b>
5.2.1	Parâmetro DQO .....	37
5.2.2	Parâmetro COD .....	40
<b>6</b>	<b>CONCLUSÕES .....</b>	<b>44</b>
<b>7</b>	<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>46</b>



## 1 INTRODUÇÃO

O crescimento da população em áreas urbanas e o aumento do consumo de produtos industrializados têm aumentado a geração de resíduos sólidos, que na maioria das vezes são destinados a aterros sanitários. Apesar de aterros eliminarem alguns impactos das velhas práticas de disposição de resíduos sólidos, a geração de gás e lixiviado permanecem como importantes impactos.

O lixiviado é gerado pela umidade natural contida nos resíduos, eliminada devido à compactação e pela infiltração e percolação de água de precipitação, irrigação ou subterrânea, através da massa de resíduo aterrado. O principal fator que contribui para a degradação dos resíduos é a bioconversão da matéria orgânica em formas solúveis e gasosas. No aterro o conjunto desses fenômenos implica na lixiviação pela água de moléculas muito diversas, fazendo com que os lixiviados ao longo do tempo, apresentem alta heterogeneidade e variabilidade de parâmetros físico-químicos e biológicos, dificultando a escolha de uma técnica efetiva de tratamento (CASTILHOS JUNIOR *et al.* 2003).

Outro problema evidente à escolha do tratamento consiste na carência de dados. Muito embora se saiba que o lixiviado apresenta características distintas dos esgotos domésticos, atualmente são empregados parâmetros deste tipo de efluente para o projeto de sistemas de tratamento de lixiviado, porém, estudiosos vem constatando que esta opção não é adequada, pois, tem resultado em sistemas ineficientes.

Por apresentar substâncias altamente solúveis, os efluentes líquidos provenientes de aterros sanitários podem contaminar as águas do subsolo nas suas proximidades. As consequências para o meio ambiente da descarga do lixiviado nas águas naturais são diversas, e podem ser determinantes para a manutenção da vida aquática, além de apresentar riscos até mesmo à espécie humana, que pode utilizar dessa fonte para abastecimento próprio. Por esses motivos, a geração de lixiviados constitui a principal preocupação quanto à degradação ambiental de áreas localizadas próximas ao local de disposição final dos resíduos sólidos urbanos.

Faz-se, portanto, necessário, caracterizar o lixiviado para diminuir as dificuldades nas escolhas do tipo de tratamento. A caracterização baseada em parâmetros coletivos não específicos, tais como, DQO inerte e biodegradabilidade aeróbia e anaeróbia, fornece

informações práticas na compreensão dos fenômenos que ocorrem em praticamente todas as etapas do tratamento, possibilitando o aperfeiçoamento das tecnologias e evitando futuros problemas como baixas eficiências e custos elevados de manutenção e operação (MORAVIA, 2009; LANGE e AMARAL, 2009).

Esse trabalho faz parte de uma série de pesquisas realizadas para caracterizar de forma adequada esses efluentes, permitindo a geração de dados confiáveis voltados para a realidade dos resíduos urbanos produzidos no Brasil. Foram utilizadas amostras de lixiviado de um aterro sanitário localizado em Santa Catarina, o qual possui uma área de 27,52 hectares e processa em torno de 277 toneladas de resíduos domésticos por dia.

Busca-se com este trabalho de conclusão de curso avaliar os parâmetros coletivos não específicos DQO Inerte e biodegradabilidade aeróbia do lixiviado em estudo, a fim de fornecer informações necessárias à escolha do melhor sistema para o seu tratamento.

## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 Objetivo Geral**

O objetivo deste trabalho é avaliar a biodegradabilidade aeróbia do lixiviado de um aterro sanitário, baseando-se em parâmetros coletivos não específicos.

### **2.2 Objetivos específicos**

- Identificar a porcentagem de biodegradabilidade aeróbia do lixiviado
- Quantificar a DQO Inerte do lixiviado
- Relacionar a DQO Inerte do lixiviado com a sua biodegradabilidade.

### **3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA**

Essa revisão contextualiza a problemática da caracterização de lixiviados de aterro sanitário, apresentando inicialmente temas como resíduos sólidos urbanos e o aterro sanitário, definição e composição de lixiviado e sua caracterização. Serão também abordados os parâmetros coletivos não específicos biodegradabilidade aeróbia e DQO inerte.

O intuito desta etapa foi abranger os principais aspectos envolvidos na pesquisa, centralizando as informações fundamentais de forma a facilitar a compreensão do trabalho.

#### **3.1 Resíduos sólidos**

A norma brasileira NBR-10004/2004 (ABNT, 2004) define resíduos sólidos como resíduos nos estados sólidos ou semi-sólidos, que resultam de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Ficam incluídos nesta definição os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos d'água, ou exijam para isso soluções técnicas economicamente inviáveis em face à melhor tecnologia disponível.

Os resíduos sólidos urbanos são materiais heterogêneos (minerais e orgânicos), resultantes das atividades humanas e da natureza, os quais podem ser parcialmente utilizados, gerando, entre outros aspectos, proteção à saúde pública e economia de recursos naturais (FUNASA, 2004). A constituição desse tipo de resíduo é formada por uma mistura de substâncias facilmente, moderadamente, dificilmente e não degradáveis. Sua composição varia de acordo com fatores sociais, econômicos, culturais, geográficos e climáticos da região de origem.

São várias as formas possíveis de se classificar os RSU. A norma brasileira NBR-10004/2004 (ABNT, 2004) apresenta a classificação destes materiais quanto a sua periculosidade conforme pode ser visto na Tabela 1.



Tabela 1. Classificação dos resíduos sólidos urbanos quanto à periculosidade.

<b>Categoria</b>		<b>Especificação dos resíduos</b>
Classe I Perigosos		São os resíduos que podem representar risco à saúde pública e ao meio ambiente, ou apresentam uma das seguintes características: inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade e patogenicidade.
Classe II Não perigosos	II A Não Inertes	São aqueles que não se enquadram nas classificações de resíduos classe I ou de resíduos classe II B. Os resíduos classe II A podem apresentar as seguintes propriedades: combustibilidade, biodegradabilidade ou solubilidade em água.
	II B Inertes	São os resíduos que ao sofrerem contato dinâmico e estático com água estilada ou deionizada, à temperatura ambiente, conforme NBR-10006, não tiverem nenhum de seus componentes solubilizados a concentrações superiores aos padrões de potabilidade de água, excetuando-se aspecto, cor, turbidez, dureza e sabor.

Fonte: NBR-10004/2004 (ABNT, 2004)

Os RSU constituem uma forte fonte de poluição, portanto, seu correto tratamento e destinação são de suma importância na preservação do meio ambiente e na segurança à saúde pública. Entende-se pelo tratamento dos resíduos sólidos urbanos, a série de procedimentos destinados a reduzir a quantidade dos resíduos gerados ou a gerar e o potencial poluidor dos mesmos. O tratamento dos resíduos gerados pode ser de caráter físico ou biológico, e tem como objetivo tornar o resíduo, ou parte dele, em material inerte e não mais poluidor (IBAM, 2001).

O aterro sanitário tem sido aceito como um dos meios de tratamento e destinação final dos RSU mais adequados quando corretamente implantados e monitorados, de modo a minimizar os efeitos negativos ao meio ambiente e à saúde pública causados pela disposição inadequada de tais resíduos. Segundo Moravia (2010), atualmente no Brasil observa-se uma tendência do incentivo do emprego da redução na fonte, da reciclagem, da compostagem aeróbia e da incineração como alternativas de tratamento e destinação final dos resíduos.

### 3.2 Aterro Sanitário

A norma brasileira NBR-8419/1992 (ABNT, 1992), define aterro sanitário de RSU como:

[...] técnica de disposição de resíduos sólidos urbanos no solo, sem causar danos à saúde pública e a sua segurança, minimizando-os impactos ambientais, método este que utiliza princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos na menor área possível e reduzi-los ao menor volume permissível, cobrindo-os com uma camada de terra na conclusão de cada jornada de trabalho, ou a intervalos menores se for necessário.

O aterro sanitário é o método mais simples e barato de disposição de resíduos sólidos urbanos. Em muitos países de baixa e média renda, essa técnica de destinação final dos resíduos é a mais adotada, e é pouco provável que essa realidade venha a se modificar em um curto prazo. Mesmo em países desenvolvidos, onde há uma forte política de minimização, reciclagem, reuso e incineração de resíduos, o aterro sanitário é a opção preferencial no tratamento de RSU (MORAVIA, 2010).

Bidone e Povinelli (1999) definem aterro sanitário como uma forma de disposição final de resíduos sólidos urbanos no solo, dentro de critérios de engenharia e normas operacionais específicas, proporcionando o confinamento seguro dos resíduos evitando danos ou riscos à saúde pública e minimizando os impactos ambientais. Esses critérios de engenharia materializam-se no projeto de sistemas de drenagem periférica e superficial para afastamento de águas de chuva, de drenagem de fundo para coleta do lixiviado, do sistema de tratamento para o lixiviado drenado, de drenagem e queima dos gases gerados durante o processo de bioestabilização da matéria orgânica. A Figura 1 permite a visualização dos elementos que compõem um aterro sanitário.

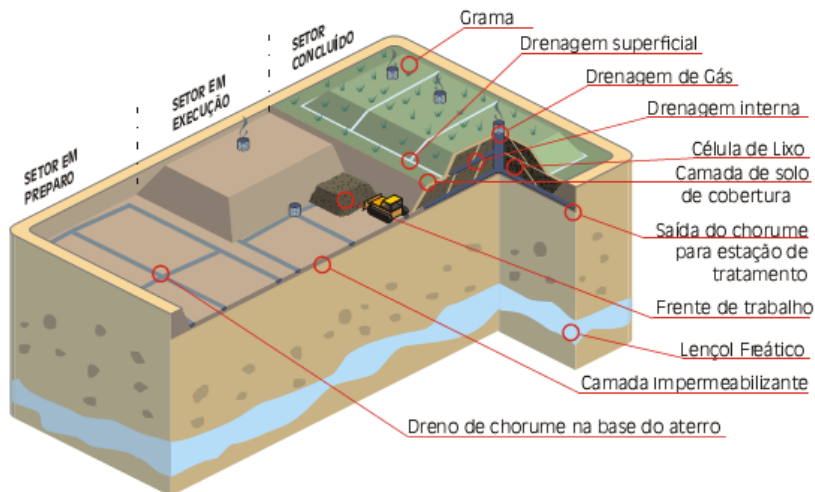


Figura 1. Corte esquemático de um aterro sanitário.

Fonte: CONDOR (2009)

A elaboração de um projeto, a implantação e a operação de aterros sanitários requer um conhecimento da mecânica dos resíduos de forma a viabilizar, técnica e economicamente, o empreendimento. De acordo com Lange *et al.* (2003), a concepção do projeto do aterro deve considerar o sistema de operação, drenagem das águas pluviais, impermeabilização da base do aterro, cobertura final, sistemas de coleta de líquidos percolados e gases gerados, análise de estabilidade dos maciços de terra e resíduos, sistema de monitoramento e fechamento do aterro. Estes critérios de projeto são detalhadamente descritos em IPT/CEMPRE (2000) e IBAM (2001).

Devido à crescente urbanização, a quantidade de áreas adequadas ambiental e economicamente disponíveis para a instalação de aterros sanitários torna-se cada vez menor, exigindo uma abordagem técnica mais precisa. As considerações dos aspectos técnicos, ambientais e sócio-econômicos, aliadas às técnicas de geoprocessamento, permitem a obtenção de algumas alternativas para a localização desses aterros, visando garantir a minimização dos impactos ambientais oriundos desse tipo de empreendimento (CALIJURI *et al.*, 2002).

### **3.3 Lixiviados**

Os lixiviados de aterros sanitários podem ser definidos como o líquido proveniente da umidade natural e da água de constituição presente na matéria orgânica dos resíduos, dos produtos da degradação biológica dos materiais orgânicos e da água de infiltração na camada de cobertura e interior das células de aterramento, somado a materiais dissolvidos ou suspensos que foram extraídos da massa de resíduos (LANGE e AMARAL, 2009).

Após a precipitação pluviométrica sobre a massa de resíduos, o fluxo de água pelos vazios da massa sólida determina o seu contato e mistura com o chorume, resultando em um líquido que apresenta vários tipos de poluentes: compostos orgânicos biodegradáveis, compostos nitrogenados, sólidos em suspensão e, em alguns casos, metais pesados e compostos tóxicos, entre outros. Este líquido, ou essa mistura de líquidos, conceitua-se modernamente como lixiviado (BIDONE, 2008).

As características físicas, químicas e biológicas dos lixiviados dependem do tipo de resíduo aterrado, do grau de decomposição, do clima, da estação do ano, da idade do aterro, da profundidade do resíduo aterrado, do tipo de operação do aterro, entre outros fatores.

#### **3.3.1 Composição**

Os lixiviados de aterro sanitário são constituídos basicamente de uma mistura de substâncias orgânicas e inorgânicas, compostos em solução e em estado coloidal e diversas espécies de microrganismos (ANDRADE, 2002). A composição química e microbiológica do lixiviado é bastante complexa e variável, uma vez que, além de depender das características dos resíduos depositados, é influenciada pelas condições ambientais, pela forma de operação do aterro e, principalmente, pela dinâmica dos processos de decomposição que ocorrem no interior das células. Logo, pode-se afirmar que a composição dos lixiviados pode variar consideravelmente de um local para outro, como também em um mesmo local e entre épocas do ano (REINHART; GROSH, 1998)

A composição dos lixiviados é mais diretamente influenciada, contudo, pelas características dos resíduos e sua decomposição. As taxas e características da produção de líquidos e biogás variam ao longo do processo de biodegradação e refletem o processo que acontece dentro do aterro. A duração desses estágios depende das condições físicas,

químicas e microbiológicas que se desenvolvem dentro do aterro ao longo do tempo (POHLAND; HARPER, 1986, *apud* Moravia, 2010).

Sabe-se que o tempo de aterramento pode influir sobre a qualidade dos lixiviados. Acredita-se que o seu potencial poluidor seja inversamente proporcional ao tempo de aterramento, a despeito do fato de que em aterros em operação essa constatação não seja tão evidente (LANGE e AMARAL, 2009).

Os aterros sanitários mais comuns recebem uma mistura de resíduos domésticos, comerciais e resíduos industriais mistos, mas excluem quantidades significativas de resíduos químicos específicos. Dessa maneira, os lixiviados podem ser caracterizados como uma solução aquosa com quatro grupos de poluentes: material orgânico dissolvido (ácidos graxos voláteis e compostos orgânicos mais refratários como ácidos húmicos e fúlvicos), macro componentes inorgânicos ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{Mn}^{2+}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ), metais pesados ( $\text{Cd}^{2+}$ ,  $\text{Cr}^{3+}$ ,  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Pb}^{2+}$ ,  $\text{Ni}^{2+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$ ) e compostos orgânicos xenobióticos originários de resíduos domésticos e químicos presentes em baixas concentrações (hidrocarbonetos aromáticos, fenóis, pesticidas, entre outros) (LANGE e AMARAL, 2009).

Na Tabela 2 é apresentada a composição do lixiviado para os principais aterros brasileiros. De acordo com Lange e Amaral (2009), esses valores são um indicativo das possíveis variações encontradas nesse efluente para diferentes aterros no Brasil.

Tabela 2. Variação da composição do lixiviado gerado em aterros brasileiros

Variável	Faixa máxima	Faixa mais provável	FVMP (%)
<b>pH</b>	5,7 – 8,6	7,2 – 8,6	78
<b>Alcalinidade total (mg/L de CaCO<sub>3</sub>)</b>	750 – 11.400	750 – 7.100	69
<b>Dureza (mg/L de CaCO<sub>3</sub>)</b>	95 – 3.100	95 – 2.100	81
<b>Condutividade (µS/cm)</b>	2.950 – 25.000	2.950 – 17.660	77
<b>DBO (mg/L de O<sub>2</sub>)</b>	< 20 – 30.000	< 20 – 8.600	75
<b>DQO (mg/L de O<sub>2</sub>)</b>	190 – 80.000	190 – 22.300	83
<b>Óleos e graxas (mg/L)</b>	10 – 480	10 – 170	63
<b>NTK (mg/L de N)</b>	80 – 3.100	Não há	-
<b>N-amoniaco (mg/L de N)</b>	0,4 – 3.000	0,4 – 1.800	72
<b>N-orgânico (mg/L de N)</b>	5 – 1.200	400 – 1.200	80
<b>N-nitrito (mg/L de N)</b>	0 – 50	0 – 15	69
<b>N-nitrato (mg/L de N)</b>	0 – 11	0 – 3,5	69
<b>P-total (mg/L)</b>	0,1 – 40	0,1 – 15	63
<b>Sulfeto (mg/L)</b>	0 – 35	0 – 10	78
<b>Sólidos totais (mg/L)</b>	3.200 – 21.900	3.200 – 14.400	79
<b>Sólidos totais fixos (mg/L)</b>	630 – 20.000	630 – 5.000	60
<b>Sólidos totais voláteis (mg/L)</b>	2.100 – 14.500	2.100 – 8.300	74
<b>Sólidos suspensos totais (mg/L)</b>	5 – 2.800	5 – 700	68
<b>Sólidos suspensos voláteis (mg/L)</b>	5 - 530	5 - 200	62

FMVP: Frequência de ocorrência dos valores mais prováveis.

Fonte: Adaptado de Souto e Povinelli (2007) *apud* Lange e Amaral (2009).

### 3.3.2 Caracterização de lixiviados

A caracterização de efluentes em geral pode ser realizada em três níveis: identificação individual dos compostos, identificação de classes de compostos e determinação de parâmetros coletivos específicos e não específicos (BARKER; STUCKEY, 1999).

Os parâmetros coletivos específicos ou convencionais são métodos padronizados na literatura usualmente empregados na caracterização de efluentes, enquanto que para os parâmetros coletivos não específicos tais como DQO inerte, biodegradabilidade aeróbia, distribuição de massa molar e substâncias húmicas, entendem-se como métodos de caracterização encontrados na literatura, ainda não padronizados, e que fornecem informações direcionadas a uma determinada propriedade do efluente (MORAVIA, 2010).

Os principais parâmetros físico-químicos utilizados na caracterização coletiva específica de lixiviados são: o potencial hidrogeniônico (pH), a demanda bioquímica de oxigênio (DBO), a demanda química de oxigênio (DQO), o nitrogênio total Kjeldahl (NTK) e nitrogênio amoniacal ( $\text{N-NH}_3$ ), fósforo, cloretos, alcalinidade, série sólidos e metais pesados.

Moravia (2010) afirma que a caracterização empregando parâmetros coletivos não específicos fornece informações práticas na compreensão dos fenômenos que ocorrem em praticamente todas as etapas do tratamento, possibilitando o aperfeiçoamento das tecnologias, a definição de procedimentos operacionais mais eficientes, o aprimoramento dos modelos matemáticos e, conseqüentemente, a concepção de fluxogramas de estações de tratamento de lixiviados mais coerentes para a remoção de carga orgânica.

Em sua pesquisa, Amaral (2007) buscou adaptar e/ou desenvolver métodos analíticos para a caracterização do lixiviado de aterro sanitário empregando parâmetros coletivos e identificação de compostos orgânicos. A caracterização empregando parâmetros convencionais fornece indícios do que deverá ser removido durante o processo, enquanto a caracterização individual com identificação de compostos possibilita a detecção de toxicidade tanto aos microrganismos envolvidos no processo quanto a compostos que podem trazer danos a saúde humana caso sejam lançados ao meio ambiente.

Ainda de acordo com Amaral (2007), caso seja detectada a presença de certos compostos em elevadas concentrações que possam inibir o processo de degradação, o efluente pode ser submetido a algum

processo que reduza esta toxicidade. São exemplos de processos: adsorção, oxidação química, precipitação química, dentre vários outros. A fim de viabilizar o tratamento biológico, já que este método apresenta baixo custo, pode-se ainda inserir um pré-tratamento, desde que haja viabilidade econômica.

A Figura 2 apresenta o exemplo proposto por Amaral (2007) para uma possível rota de caracterização do lixiviado.

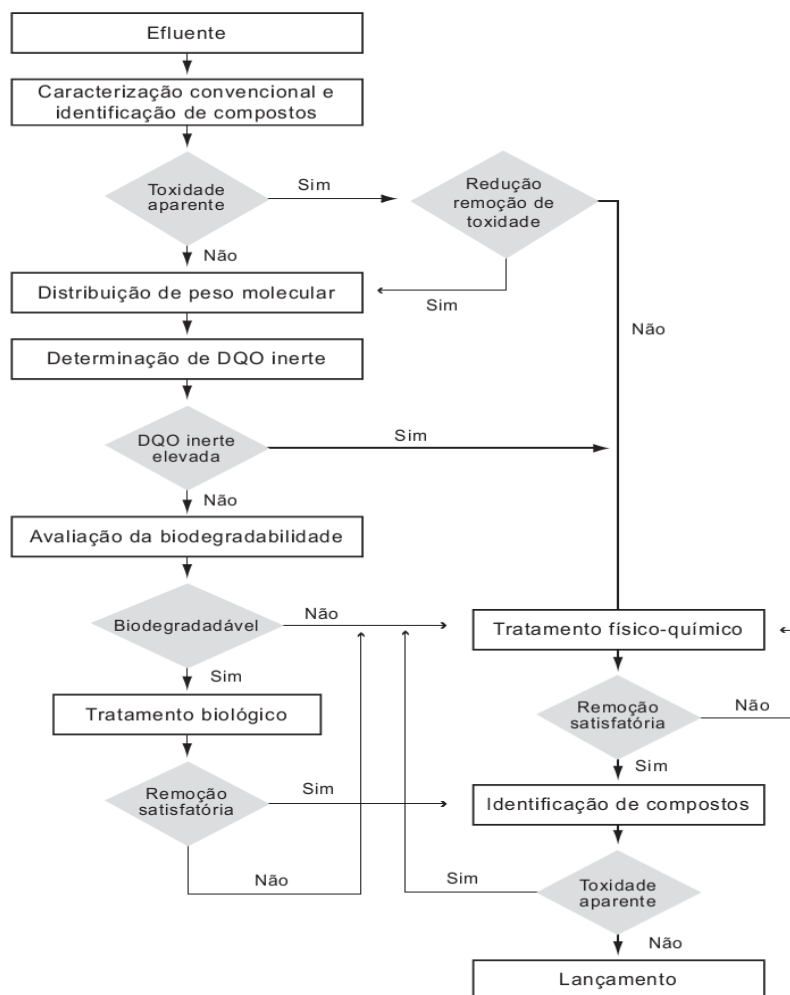


Figura 2. Rota de caracterização de lixiviado.  
Fonte: AMARAL (2007).



### 3.4 Biodegradabilidade Aeróbia

Biodegradabilidade é uma característica de um composto ou efluente o qual é capaz de ser degradado pela atividade microbiológica. Desta forma, a sua quantificação se faz necessária para que, assim, sejam evitados problemas futuros na operação do tratamento do efluente, tais como baixa eficiência do processo e altos custos de manutenção.

Os compostos biodegradáveis são aqueles suscetíveis à decomposição pela ação dos microorganismos, e podem ser classificados de acordo com a facilidade de degradação e, indiretamente, com o estado físico dos compostos em rapidamente, moderadamente ou lentamente biodegradáveis. Os compostos rapidamente biodegradáveis apresentam-se geralmente na forma solúvel, consistindo em moléculas relativamente simples que podem ser utilizadas diretamente pelas bactérias heterotróficas. Os compostos moderada e lentamente biodegradáveis apresentam-se geralmente na forma particulada, embora possa existir matéria orgânica solúvel de degradação mais lenta, constituída por moléculas mais complexas que também demandam o processo de hidrólise (MORAVIA, 2007).

Ainda de acordo com Moravia (2007) os compostos recalcitrantes são aqueles que resistem à biodegradação e tendem a persistir e acumular no ambiente. Tais materiais não são necessariamente tóxicos aos microorganismos, mas são simplesmente resistentes ao ataque metabólico.

Na Figura 3 é apresentado um esquema que ilustra a classificação da biodegradabilidade de um efluente.

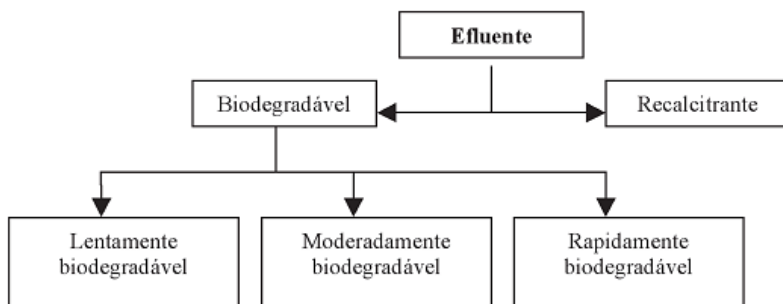


Figura 3. Classificação da biodegradabilidade de um efluente.

Fonte: MORAVIA (2007).

No entanto, a biodegradabilidade do efluente é afetada por muitos fatores (PAINTER, 1995, *apud* LANGE e AMARAL, 2009). Os fatores mais relevantes são: fonte e quantidade de microrganismos e condições físico-químicas do meio, tais como concentração de oxigênio, temperatura, pH, dentre outros.

De acordo com Moraes (2005) se um efluente não é rapidamente biodegradável ele pode ter um potencial de biodegradabilidade, ou seja, ele pode ter uma biodegradabilidade inerente. A autora afirma que os testes a serem empregados para determinar este tipo de biodegradabilidade, levam em consideração, principalmente, uma maior concentração de biomassa a ser fornecida e uma previsão de tempo maior para que a biodegradação possa ocorrer. O teste de Zahn Wellens (OECD, 1992) é o método mais empregado para a determinação de biodegradabilidade inerente.

### 3.5 DQO Inerte

A identificação das características do efluente com ênfase na matéria orgânica faz parte da estratégia operacional do tratamento biológico. Um dos parâmetros mais amplamente usados para esta identificação é a DQO. Enquanto este parâmetro é preferido por fornecer um balanço de elétrons e energia entre o substrato orgânico, biomassa e oxigênio utilizado, por outro lado ele não diferencia a matéria orgânica entre biodegradável e inerte. A fração de DQO inerte passa pelo tratamento inalterada, mascarando o resultado de tratabilidade biológica e, dificultando assim, o estabelecimento de um critério de limitação expresso em termos de DQO (GERMILI *et al.*, 1991).

De acordo com Souto (2009), dá-se o nome de DQO inerte ou residual à fração da DQO que não pode ser removida por biodegradação dentro de um período de tempo relativamente curto. Nesse valor estão embutidas não só as substâncias orgânicas efetivamente recalcitrantes (substâncias húmicas e xenobióticas), mas também todos os compostos inorgânicos que podem ser oxidados pelo dicromato de potássio. Para que se possa conhecer a real proporção de compostos recalcitrantes é preciso descontar a DQO devido às substâncias inorgânicas.

O que ambos os autores supracitados afirmaram, pode ser confirmado no estudo sobre avaliação da DQO inerte solúvel de lixiviados de aterro sanitário, realizado por Amaral (2007). Este estudo constatou que um sistema de tratamento que apresente baixa eficiência

de remoção de DQO não é necessariamente um sistema ineficiente ou fora do controle. Caso a proporção de DQO inerte seja alta, o sistema aparentará ter uma baixa eficiência mesmo que os microorganismos consumam toda a matéria orgânica degradável.

### **3.6 Alternativas de tratamento de lixiviado**

Um dos principais desafios no tratamento de lixiviado é a variabilidade da composição deste efluente. Sua grande complexidade estrutural faz com que, nem o tratamento biológico, nem o físico-químico, considerados isoladamente, sejam capazes de apresentar alta eficiência de remoção de metais pesados e degradação da matéria orgânica.

Os baixos índices de remoção de material poluente, relativos tanto ao tratamento biológico quanto ao físico-químico, podem ser explicados pelo alto percentual de matéria orgânica com pesos moleculares elevados presente no lixiviado, a qual é de difícil remoção. Além disso, a presença de metais pesados ocasiona a inibição de processos biológicos (AMARAL, 2007).

Atualmente encontra-se uma série de processos indicados para o tratamento de lixiviado, alguns mais ou menos conhecidos e com eficiências bastante relativas dependendo do objetivo do tratamento, sendo que, na maioria dos casos, utiliza-se mais de um tipo de processo para tratar este efluente.

Escolher a tecnologia de tratamento mais adequada é avaliar, no mínimo, os seguintes aspectos: volume de lixiviado gerado, dependendo da capacidade do aterro, do seu tamanho e das características hidrológicas locais; composição do lixiviado; investimento e grau de mecanização da operação; e atendimento das exigências estabelecidas pelos órgãos ambientais. Os processos físico-químicos podem ser utilizados no pré-tratamento, em geral para remoção das elevadas cargas de nitrogênio amoniacal, assim como no pós-tratamento, para remoção de compostos recalcitrantes (AMORIM *et al.*, 2009). Podem visar também à remoção de sólidos suspensos e partículas coloidais, clarificando o efluente final.

Porém, os processos físico-químicos não promovem a degradação dos poluentes, apenas uma mudança de fase através da desestabilização promovida pela adição de espécie química coagulante/floculante e posterior sedimentação. Geralmente os processos físico-químicos acarretam elevação nos custos do tratamento relacionados ao uso de produtos químicos, mas produzem um efluente

final com elevada eficiência na remoção de carga orgânica e nitrogênio. Já os processos biológicos, geralmente os mais utilizados para o tratamento de lixiviado, são transformadores de compostos orgânicos em compostos mais estáveis, que resultam em redução da carga orgânica. De acordo com Marttinen *et al.* (2003) os processos biológicos são geralmente indicados para tratar lixiviado com alta relação DBO/DQO ( $> 0,5$ ) face ao baixo custo operacional, enquanto os processos físico-químicos têm sido sugeridos para tratamento de lixiviado antigo e com baixa biodegradabilidade.

Dentre os processos biológicos para o tratamento de lixiviado, os mais utilizados são: lagoas de estabilização, lagoas aeradas, lodos ativados e suas variações e reatores digestores anaeróbios de fluxo ascendente (IPT/CEMPRE, 2000).

Utiliza-se com frequência sistemas de lagoas em série (anaeróbias, facultativas e de maturação), onde a remoção da matéria orgânica e inorgânica ocorre pela ação conjugada de bactérias e algas (MARTINS, 2010). Os principais problemas da aplicação de lagoas no tratamento do lixiviado têm sido as baixas eficiências frente às exigências estabelecidas nas Legislações e Normas dos órgãos ambientais e nas dificuldades para dimensionar essas unidades com base na experiência obtida em projetos para tratamento de esgoto doméstico, que apresenta características bem diferentes do lixiviado de aterro sanitário.

A Figura 4 sugere um critério de seleção do tipo de tratamento de lixiviados de acordo com alguns parâmetros do efluente.

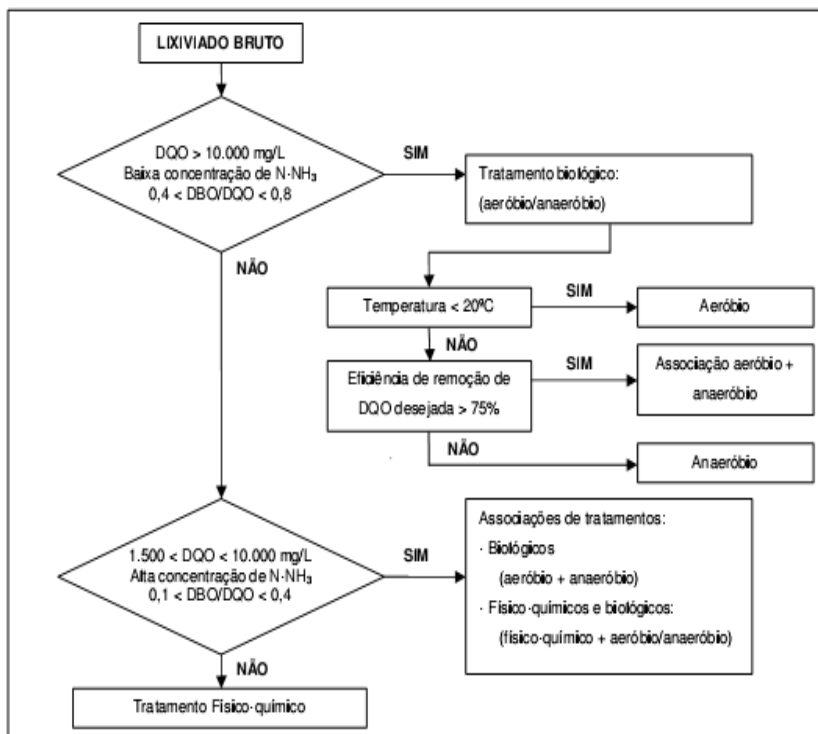


Figura 4. Parâmetros de decisão para a seleção do tipo de tratamento.

Fonte: MORAVIA (2010).

### 3.6.1 Tratamento biológico

Segundo Moravia (2010), os lixiviados característicos de um aterro novo apresentam disponibilidade de compostos orgânicos biodegradáveis de fácil remoção pelos microrganismos envolvidos no tratamento biológico, baixa concentração de nitrogênio amoniacal, tóxico à biomassa ativa em altas concentrações, e elevada concentração de ácidos graxos voláteis de baixo peso molecular, sendo o tratamento biológico neste caso o mais adequado.

De acordo com Metcalf e Eddy (2003) os objetivos do tratamento biológico de águas residuárias são a remoção de sólidos coloidais não sedimentáveis e estabilização da matéria orgânica e, em muitos casos, a remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo). Esses objetivos são alcançados pela atividade de diversos microorganismos, principalmente bactérias.

Ainda de acordo com o autor supracitado, os processos biológicos podem ser classificados como anaeróbios, aeróbios, anóxicos e facultativos, em termos de sua função metabólica. Em cada processo, há diferenças quanto ao crescimento biológico (suspensão ou aderido), quanto ao fluxo (contínuo ou intermitente) e quanto às características hidráulicas (mistura completa, fluxo de pistão ou fluxo arbitrário).

No Brasil, em se tratando de tratamento biológico de lixiviados, além do processo de recirculação realizado no próprio aterro, são mais usuais os sistemas de lodos ativados, variações de lagoas de estabilização, filtros biológicos e reatores anaeróbios (CASTILHOS JR. et al., 2006).

### **3.6.1.1 Recirculação**

A recirculação consiste em aspergir o lixiviado sobre as células de aterramento através de aspersores ou de caminhões pipa. Esta técnica combina o tratamento anaeróbio no interior da célula com a evaporação natural, que ocorre a cada recirculação, reduzindo desta forma a alta carga orgânica e o volume do efluente a ser tratado (MORAVIA, 2010). Cabe ressaltar que este processo só deve ser adotado em regiões onde a taxa de evaporação é maior do que a precipitação pluviométrica.

Segundo Cintra et al.(2002), ainda devem ser levados em conta possíveis riscos ambientais, tais como a poluição do solo e das águas subterrâneas; e arraste de substâncias tóxicas pela infiltração do excesso recirculado, principalmente se houver danos na camada impermeabilizante de fundo.

### **3.6.1.2 Lodos ativados**

O tratamento por lodos ativados é constituído de tanques de aeração, onde aeradores injetam ar na massa líquida, permitindo que as bactérias aeróbias realizem a estabilização da matéria orgânica, gerando um lodo. Uma parte do lodo gerado é recirculada aumentando a concentração da biomassa, permanecendo em suspensão no reator (VON SPERLING, 2002). Alguns dos fatores de maior influência na seleção deste processo são: alto custo de investimento, fonte de energia elétrica e os custos de operação.

Quando aplicada no tratamento de lixiviados, esta técnica apresenta alguns aspectos negativos como: inibição da degradação devido a presença de substâncias tóxicas, variação da temperatura e do pH e, principalmente, a nitrificação. No caso de lixiviados estabilizados,

a relação carbono/nitrogênio pode ser muito baixa para o metabolismo aeróbio, fazendo com que esta técnica seja mais adequada para lixiviado novo (MORAVIA, 2010).

Lodos ativados, de acordo com Jordão e Pessôa (2005), são os flocos produzidos em um esgoto bruto ou decantado pelo crescimento de bactérias zooglêias ou outros organismos, na presença de oxigênio dissolvido. O lodo é também acumulado em concentração suficiente ao tratamento graças ao retorno de outros flocos previamente formados. É um processo biológico, onde o afluente e o lodo ativado são misturados e passam em seguida por uma agitação e aeração, em tanques denominados “tanques de aeração” ou reatores. Neles, são reproduzidos os fenômenos que ocorrem naturalmente na natureza, com a atuação dos microrganismos aeróbios que utilizam em seu metabolismo uma parcela da massa de compostos orgânicos presentes no efluente, denominada de alimento ou substrato, e uma massa de oxigênio fornecida mecanicamente pelos aeradores (JORDÃO E PESSÔA, 2005).

Ainda de acordo com os autores citados, o mecanismo de funcionamento do processo de lodos ativados se relaciona intimamente à velocidade com que ocorre a degradação de matéria, ou seja, à velocidade com que os organismos consomem o substrato orgânico, que relaciona-se com a taxa de remoção de DBO ou de DQO. A Taxa Específica de Utilização do Substrato é proporcional ao decréscimo da concentração do substrato ao longo do tempo e inversamente proporcional à concentração de SSV no tanque de aeração, ou seja, à concentração de organismos ativos no reator. Após esta etapa de aeração, ocorre a separação em duas fases por sedimentação em decantadores. Neste momento boa parte do lodo retorna ao processo e apenas um excedente é que recebe tratamento específico e destinação final. O efluente final deste processo verte pelas canaletas vertedoras do decantador.

Segundo Von Sperling (2002), os sistemas de lodos ativados podem ser classificados quanto à idade do lodo, em convencional ou de aeração prolongada, e quanto ao fluxo, em contínuo ou intermitente. O processo convencional conta com uma etapa prévia de decantação, diferenciando-se do processo com aeração prolongada, onde aplica-se o esgoto bruto ao lodo de idade mais elevada. No primeiro, a idade do lodo varia entre 4 e 15 dias e TDH de 4 a 8 horas enquanto o processo com aeração prolongada utiliza lodo com idade entre 20 e 30 dias e TDH de 16 a 36 horas, dispensando decantação primária.

Modificações ao sistema convencional foram sendo propostas ao longo dos quase 100 anos de vida do processo de lodos ativados.

Jordão e Pessoa (2005) citam 16 variações do processo convencional de lodos ativados, como é o caso dos processos com aeração decrescente, aeração escalonada, mistura completa, valo de oxidação, etc. Os sistemas contínuos caracterizam-se pela instalação de um decantador secundário e recirculação do lodo e também vem sendo bastante difundido o sistema em que todas as etapas típicas do processo ocorrem em um único tanque e de forma sequencial, como os reatores em bateladas sequenciais (SBR ou RSB, a sigla em português).

Para propiciar as condições adequadas à população microbiana envolvida no tratamento, Moraes (2005) cita alguns critérios que devem ser observados: (1) Fatores ambientais: pH, temperatura, presença de nutrientes, tipo e concentração de substratos, disponibilidade de sólidos suspensos; (2) Parâmetros de projeto: relação A/M (alimento/microorganismo), IVL, tempo de retenção celular, TDH; (3) Configuração do sistema: batelada, contínuo, mistura completa; e acompanhamento da floculação e da presença/ausência de alguns microrganismos considerados indicadores de depuração biológica. A autora aponta temperaturas ótimas de crescimento dos microrganismos mesófilos, comumente encontrados neste tipo de tratamento, sendo 25 a 40°C a faixa ideal. Em relação ao pH, tem-se a faixa ótima entorno da neutralidade (METCALF & EDDY, 2003).

Para a aeração, que no sistema de lodos ativados tem dupla finalidade, fornecimento de oxigênio e geração de turbulência para manter os sólidos em suspensão no reator, quanto menores forem as bolhas, maior será a área superficial e, como consequência, a transferência de oxigênio será facilitada. De acordo com von Sperling (2002) é necessário que o OD seja mantido com valores superiores a 2 mg/L.

Outra condição importante é a proporção entre os três principais nutrientes para os microrganismos: carbono, nitrogênio e fósforo. Moraes (2005) cita uma relação C:N:P de 100:5:1, recomendada para sistemas com aeração prolongada. A idade do lodo, ou tempo médio de residência dos organismos ou ainda tempo médio de detenção celular (JORDÃO E PESSÔA, 2005) é definida como o quociente entre a massa de sólidos no reator e massa de sólidos retirada do reator por unidade de tempo. A idade do lodo possui importância fundamental, pois governa a sedimentação final do lodo no processo de lodos ativados, interferindo diretamente na qualidade do efluente final. No caso de esgotos domésticos, os autores citam que o processo convencional de lodos ativados adotam idade do lodo de 4 a 15 dias. Valores menores conduzem a flocos não muito densos e com



difículdade de sedimentação, e valores maiores que 15 dias ao aparecimento de flocos muito pequenos que requerem uma menor taxa de vazão superficial no decantador final.

### **3.6.1.3 Lagoas de estabilização**

De acordo com Von Sperling (2002) os sistemas de lagoas de estabilização constituem-se na forma mais simples para o tratamento de efluentes. Esses sistemas possuem diversas variantes, com diferentes níveis de simplicidade operacional e requisitos de área. Estas lagoas funcionam como reatores biológicos, onde microrganismos contidos no próprio efluente degradam o material orgânico. Nas lagoas aeróbias, os microrganismos degradam o substrato na presença de oxigênio, e nas anaeróbias, a degradação ocorre em ausência de oxigênio. Os diferentes tipos de lagoas de estabilização são variações ou combinações desses processos, podendo ser instaladas em série ou em paralelo.

As lagoas aeradas são exemplos de processo biológico modificado a partir de lagoas de estabilização, que receberam aeração extra para suprir a necessidade de oxigênio demandada para a estabilização da matéria orgânica presente, inicialmente utilizada em regiões de clima mais frio. Esta variante passou a ser amplamente difundida, pois apresenta elevada eficiência, baixo custo de instalação e manutenção, e pode tratar grandes volumes. Já o tratamento de efluentes pelos sistemas de lodos ativados é geralmente aplicado quando se busca obter um efluente final com qualidade elevada. Além desse, outro motivo para a escolha deste processo é a necessidade de áreas bem inferiores às aquelas indispensáveis para a instalação de lagoas de estabilização. Porém, sistemas com lodos ativados fazem uso de maior mecanização, o que demanda operação mais técnica e aumento no consumo de energia (VON SPERLING, 2002).

As lagoas anaeróbias representam o tipo de tratamento onde a condição de anaerobiose é fundamental e a degradação da matéria orgânica ocorre pela ação das bactérias acidogênicas e metanogênicas. O dimensionamento deste tipo de lagoa tem como objetivo receber cargas orgânicas elevadas, que resulta em ausência de oxigênio dissolvido no meio líquido alcançando assim a sua condição de anaerobiose (UEHARA, 1989). Geralmente são utilizadas como tratamento primário e como produzem efluentes com ausência de oxigênio dissolvido e concentrações indesejáveis de amônia e sulfetos faz-se necessário uma etapa posterior de tratamento baseado em processos biológicos aeróbios (MONTEGGIA & SOBRINHO, 1999).

As lagoas anaeróbias caracterizam-se pela ausência de oxigênio dissolvido, e são utilizadas como pré-tratamento para águas residuárias com grandes concentrações e alto teor de sólidos, sua função principal portanto é a degradação da matéria orgânica (DQO e DBO). Os sólidos se sedimentam no fundo da lagoa, onde ocorre a digestão ácida e a fermentação metanogênica (SILVA, 2007).

Os microrganismos facultativos, na ausência de oxigênio dissolvido, transformam compostos orgânicos complexos em substâncias e compostos mais simples, como ácidos orgânicos. Nesta fase ocorre a produção de material celular (síntese) e compostos intermediários (gás sulfídrico) e por isso o pH apresenta-se ácido entre 5 e 6 (JORDÃO E PESSÔA, 2005).

#### **3.6.1.4 Filtros biológicos**

Esse sistema compreende, basicamente, um leito de material grosseiro (pedras, ripas, material plástico, cascalhos ou concreto triturado) sobre o qual o lixiviado é aplicado sob forma de gotas ou jato. Após a aplicação, o lixiviado percola em direção aos drenos de fundo. Esta percolação permite o crescimento microbiano na superfície da pedra ou do material de enchimento, na forma de película fixa. Quando o líquido percola através do leito ocorre o contato direto do substrato e do oxigênio presente no ar com os microrganismos que se encontram aderidos à superfície do meio suporte (VON SPERLING, 2002).

## **4 METODOLOGIA**

A metodologia aplicada nessa pesquisa segue o que foi publicado na apostila confeccionada pelo corpo técnico da Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG, o qual faz parte do projeto TRATALIX (LANGE et al 2012). Este material é utilizado para ministrar o treinamento de metodologias para caracterização físico-química de lixiviados de aterros sanitários, utilizando parâmetros coletivos não específicos. As adaptações dos métodos de análise para lixiviados foram feitas para atender às características de aterros brasileiros e seguem o que foi testado por Amaral (2007) em seu estudo sobre caracterização de lixiviados empregando parâmetros coletivos e identificação de compostos.

O projeto TRATALIX é financiado pelo CNPQ e pela FINEP e conta com a participação de doze universidades, incluindo a UFSC. Constitui-se em uma rede de pesquisa que tem por objetivo geral estudar processos de tratamento de lixiviados provenientes de sistemas de disposição final de resíduos sólidos domésticos.

O local de desenvolvimento deste trabalho foi o Laboratório de Pesquisa em Resíduos Sólidos (LARESO), localizado no Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental do Centro Tecnológico da Universidade Federal de Santa Catarina.

Os dois ensaios desenvolvidos neste trabalho, DQO Inerte e Biodegradabilidade Aeróbia, foram realizados simultaneamente, utilizando as mesmas amostras de lixiviado e o mesmo inóculo. A execução destes experimentos foi feita em dois períodos distintos, primeiramente em fevereiro de 2013 e novamente em abril do mesmo ano. A repetição dos ensaios deveu-se a opção de confirmar os dados obtidos e atestar a correta execução da metodologia proposta.

### **4.1 Características do lixiviado**

O lixiviado em estudo provém de um aterro sanitário situado no Estado de Santa Catarina, implantado e operado por uma empresa privada, a qual terá sua identidade preservada, decisão tomada em comum acordo para dar prosseguimento aos estudos. A Figura 5 apresenta uma foto aérea do local.



Figura 5. Foto aérea do aterro sanitário.

Fonte: Arquivo próprio da empresa.

O lixiviado bruto do aterro sanitário em questão foi caracterizado pelo grupo de pesquisa do LARESO nos dias em que as amostras foram coletadas, apresentando como resultados os valores que constam na Tabela 3.

Tabela 3. Caracterização do lixiviado bruto.

Parâmetro	Valor em 04/02/2013	Valor em 29/04/2013
pH	7,81	8,18
DBO (mg/L)	1650,00	400,00
DQO <sub>t</sub> (mg/L)	4409,90	5046,67
DQO <sub>d</sub> (mg/L)	4053,97	4651,50
Nitrito (mg/L)	1,25	1,05
Nitrato (mg/L)	28,07	25,47
Fósforo (mg/L)	58,10	35,60
NTK (mg/L)	2898,00	1876,00
Amônia (mg/L)	2335,20	1710,80
SVT (mg/L)	2872,67	2664,00
SFT (mg/L)	9203,33	6832,00
ST (mg/L)	12076,00	9496,00
Cor (mg Pt-Co)	4448,0	2112,0
Turbidez (NTU)	*	85,30
Sulfeto (mg/L)	0,42	7,00

\* Não foi possível realizar esta análise em 04/02/2013.

A caracterização apresenta um lixiviado bruto com pH alto, porém, dentro da faixa esperada para o lixiviado de um aterro brasileiro, e alta concentração de Fósforo e Amônia (conforme Tabela 2)., Na primeira análise a relação DBO/DQO foi de 0,36 enquanto na segunda apresentou-se em 0,07. De acordo com Souto (2009), esta relação, bastante utilizada para avaliar a biodegradabilidade do lixiviado, é uma análise simplista, principalmente para valores baixos, tendo em vista que pode apenas indicar que os microrganismos utilizados no ensaio da DBO não foram capazes de degradar os compostos orgânicos naquele espaço de tempo, não confirmando sua baixa degradabilidade. Levando-se em consideração o autor e a grande diferença entre os valores obtidos, evidencia-se a necessidade de realização de análises mais específicas para determinar a biodegradabilidade do lixiviado, tais como as que foram realizadas no presente estudo.

#### 4.2 Análise de Biodegradabilidade Aeróbia

Esta análise foi feita conforme adaptação proposta por Lange *et al* (2012) para o método de Zahn-Wellens (OECD, 1995). Este método consiste na determinação da biodegradabilidade inerente do efluente quando este é exposto a altas concentrações microbianas na presença de oxigênio, além de estar sob condições estabelecidas tais como, meio

mineral apropriado para a atividade biológica, faixa de temperatura adequada, entre outras. Assim, a determinação desta biodegradabilidade aeróbia é dada por meio indireto da quantificação do decaimento da DQO e do COD.

#### **4.2.1 Coleta das amostras**

As amostras de lixiviado analisadas foram coletadas em frascos de plástico de polipropileno, guardadas em caixa de isopor com gelo para preservação e levadas até o LARESO onde as análises seriam realizadas. Imediatamente após a chegada das amostras ao laboratório, realizou-se a análise de DQO para conhecer o valor do parâmetro que seria testado. Em seguida as amostras foram estocadas em geladeira por 24h antes da utilização.

#### **4.2.2 Preparação do inóculo**

Utilizou-se como inóculo para os reatores, lodo de recirculação do sistema de lodos ativados da Estação de Tratamento de Esgotos Insular, da Companhia Catarinense de Águas e Saneamento (CASAN), localizada no município de Florianópolis, Santa Catarina. Este local foi escolhido devido às características do sistema de tratamento que incluem lodos ativados e a proximidade com o local de execução dos ensaios.

Para preparação do inóculo primeiramente realizou-se a lavagem do lodo colocando 1,5 L do mesmo, em um béquer de 2,0 L e completou-se o volume com água corrente. Em seguida deixou-se a mistura em repouso para decantação por 45 minutos. Após esse tempo o sobrenadante foi descartado e o volume completado novamente com água corrente. Executou-se esse processo por duas vezes e em seguida centrifugou-se o decantado por 10 minutos.

#### **4.2.3 Preparo do meio mineral**

Foram preparadas 4 soluções para compor o meio mineral que alimentaria os reatores. Os reagentes que compõem cada uma das soluções e suas respectivas quantidades estão descritos abaixo.

**Solução (a)**

- Hidrogenofosfato de potássio,  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  – 8,5g
- Fosfato de potássio dibásico,  $\text{K}_2\text{HPO}_4$  – 21,75g
- Fosfato de sódio dibásico dihidratado,  $\text{Na}_2\text{HPO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$  – 33,4g
- Cloreto de amônio,  $\text{NH}_4\text{Cl}$  – 0,5g

Dissolveu-se todos os reagentes em água deionizada e completou-se o volume para 1 L em balão volumétrico. O pH desta solução deveria estar em 7.4 no momento da utilização.

**Solução (b)**

- Cloreto de cálcio anidro,  $\text{CaCl}_2$ , - 27,5g

Dissolveu-se em água deionizada e completou-se para 1 L em balão volumétrico.

**Solução (c)**

- Sulfato de magnésio heptahidratado,  $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$  – 22,5g

Dissolveu-se em água deionizada e completou-se para 1 L em balão volumétrico.

**Solução (d)**

- Cloreto de ferro (III) hexahidratado,  $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$  – 0,25g

Dissolveu-se em água deionizada e completou-se para 1 L em balão volumétrico.

O meio mineral foi obtido adicionando-se 10 mL da solução (a) e 1 mL das soluções (b), (c) e (d) a 800mL de água destilada e deionizada e completando-se o volume para 1 L.

**4.2.4 Preparo dos reatores**

Introduziu-se no reator 500 mL de meio mineral e uma quantidade apropriada de efluente e lodo ativado que atingisse, respectivamente, 1000 mg/L de  $\text{DQO}_d$  e 2,5 g/L STV. As proporções entre inóculo e DQO a serem seguidas de acordo com o método devem estar entre 2,5:1 e 4:1. Normalmente utiliza-se uma concentração de  $\text{DQO}_d$  igual a 1000mg/L e uma concentração de STV do lodo ativado igual a 2,5g/L, por isso optou-se por utilizar essas mesmas

concentrações neste trabalho. Para obter o volume final desejado completou-se os reatores com água deionizada.

Em cada execução dos ensaios um branco foi preparado nas mesmas condições do reator, contendo apenas inóculo e o meio mineral. Seu volume foi completado com água deionizada até obter o mesmo volume final do reator. Os frascos erlenmeyer foram completamente envoltos por alumínio (conforme pode ser visto na Figura 6) para evitar contato com a luz e mantidos entre 20-25°C. Os testes foram executados por 28 dias. Durante esse período o pH foi checado nos dias de coleta de amostras e mantido entre 6,5 e 8 utilizando NaOH (6N) e H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> (2N). Foram feitas 7 coletas de amostra dos reatores para análises de DQO e COD: uma amostra 3h e 30min após a adição do lixiviado no reator; em outras 4 ocasiões entre o 2° e o 26° dia; nos 27° e 28° dias de teste. A Figura 6 mostra os reatores já em funcionamento na primeira execução dos ensaios, em 04/02/2013.



Figura 6. Reatores envoltos por alumínio na segunda execução dos ensaios.



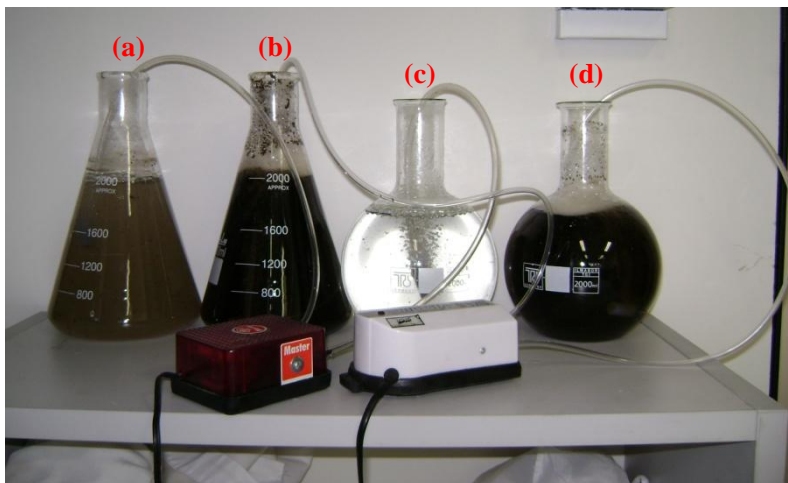


Figura 7. Reatores em funcionamento na primeira execução.

Legenda: (a) e (b) Ensaio de DQO Inerte – glicose e R1 respectivamente. (c) e (d) Ensaio de Biodegradabilidade Aeróbia – branco e R2 respectivamente.

Na segunda execução dos ensaios, em 29/04/2013, devido à disponibilidade de materiais, foi possível realizar duplicatas dos reatores. Optou-se, portanto, a fim de garantir a qualidade dos resultados do trabalho, em realizar cada um dos ensaios com dois reatores. Na Figura 8 é possível visualizar os reatores em funcionamento na segunda execução.

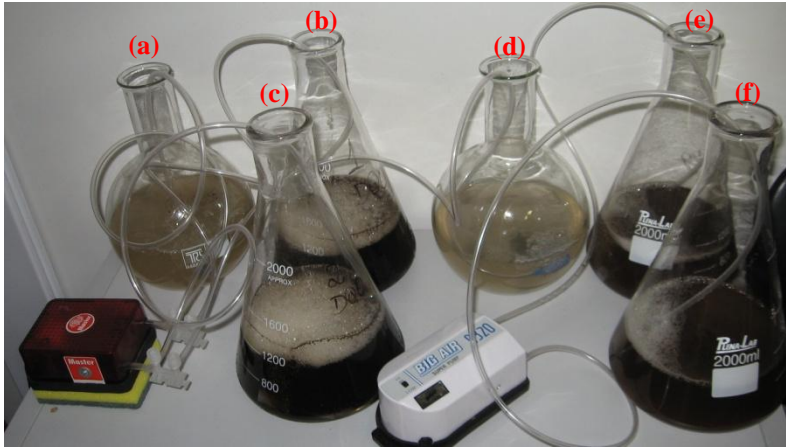


Figura 8. Reatores em funcionamento na segunda execução dos ensaios.

Legenda: (a), (b) e (c) Ensaio de DQO Inerte – glicose, R3 e R4 respectivamente. (d), (e) e (f) Ensaio de Biodegradabilidade Aeróbia – branco, R5 e R6 respectivamente.

#### 4.2.5 Cálculos

Para calcular a degradação em um determinado tempo (t), foi utilizada a equação abaixo:

$$Dt = \left[ 1 - \frac{C_t - C_b}{C_a - C_{ba}} \right] * 100$$

em que:

$D_t$  = degradação percentual no tempo t;

$C_a$  = concentração (em mg/L) de DQO<sub>d</sub> ou COD do teste com lixiviado após 3h ± 30 min de incubação;

$C_t$  = concentração (em mg/L) de DQO<sub>d</sub> ou COD do teste com lixiviado no tempo t;

$C_{ba}$  = concentração (em mg/L) de DQO<sub>d</sub> ou COD do branco após 3h ± 30 min de incubação;

$C_b$  = concentração (em mg/L) de DQO<sub>d</sub> ou COD do branco no tempo t

### 4.3 DQO Inerte - Método de Guermili

O ensaio segue o Método de Guermili (GERMILI *et al*, 1991) o qual consiste na montagem de pares de reatores aeróbios, com capacidade para 2 litros, em regime de batelada, um alimentado com a amostra de concentração conhecida e o outro com solução de glicose de concentração equivalente. Determina-se a fração inerte de DQO através da diferença entre os valores de depleção de DQO do lixiviado e da solução de glicose. Os reatores foram monitorados utilizando-se o parâmetro DQO até que a atividade biológica fosse encerrada.

Para realização desse ensaio, foram utilizadas as mesmas amostras de lixiviado e inóculo do ensaio de biodegradabilidade aeróbia, portanto a preparação do inóculo e coleta das amostras não serão descritos novamente nesta etapa do trabalho.

#### 4.3.1 Preparo da solução de nutrientes

Serão preparadas 2 soluções para compor o meio mineral que alimentará os reatores. Os reagentes que compõem cada uma das soluções e suas respectivas quantidades estão descritos abaixo.

##### Solução concentrada de macronutrientes

- Hidrogenofosfato de potássio,  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  – 1,5g
- Fosfato de potássio dibásico,  $\text{K}_2\text{HPO}_4$  – 6,5g
- Cloreto de amônio,  $\text{NH}_4\text{Cl}$  – 5,0g
- Sulfeto de sódio nonohidratado,  $\text{Na}_2\text{S} \cdot 9\text{H}_2\text{O}$  – 0,5g
- Cloreto de cálcio anidro,  $\text{CaCl}_2$  – 1,0g
- Cloreto de magnésio,  $\text{MgCl}_2$  -1,0g

Os reagentes foram dissolvidos em água deionizada até completar o volume de 1 L em balão volumétrico.

##### Solução concentrada de micronutrientes

- Cloreto de ferro (III) anidro,  $\text{FeCl}_3$  – 2,0g
- Cloreto de zinco,  $\text{ZnCl}_2$  – 0,05g
- Cloreto de cobre dihidratado,  $\text{CuCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$  – 0,03g
- Cloreto de manganês tetrahidratado,  $\text{MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$  – 0,5g
- Molibdato de amônio tetrahidratado,  $(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot 4\text{H}_2\text{O}$  – 0,05
- Cloreto de níquel hexahidratado,  $\text{NiCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$  – 0,05g

- Cloreto de alumínio,  $\text{AlCl}_3$  – 0,05g
- Cloreto de cálcio hexahidratado,  $\text{CaCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$  – 2,0g
- Ácido bórico,  $\text{H}_3\text{BO}_4$  – 0,01g
- Ácido clorídrico concentrado,  $\text{HCl}$  – 1mL

Os reagentes foram dissolvidos em água deionizada até completar o volume de 1L em balão volumétrico.

O preparo da solução de nutrientes foi feito adicionando 2 mL da solução de micronutrientes, 200mL da solução de macronutrientes e água deionizada para completar o volume de um balão volumétrico de 1L.

#### **4.3.2 Preparo dos reatores**

Em um reator foi inserido um litro de lixiviado bruto enquanto no outro foi adicionado um litro de solução de glicose com concentração equivalente a DQO do lixiviado. Cada recipiente recebeu inóculo em quantidade suficiente para atingir uma concentração de 100 mg/L do mesmo, e 100 mL de solução de nutrientes.

O inóculo utilizado foi coletado no mesmo dia da montagem do experimento e foi proveniente do lodo de recirculação de reatores de lodos ativados da estação de tratamento de efluentes da região central de Florianópolis, ETE Insular/CASAN. O lixiviado foi coletado no dia anterior ao da montagem do reator e apresentou concentração de DQO igual a 4.409,9 mg/L e 5046,67, na primeira e segunda execução respectivamente.

Os dois reatores foram preparados em frascos tipo erlenmeyer de dois litros, utilizando compressores de ar (bombas de aquários) e difusores de bolhas para promover a oxigenação e a agitação. O teste foi executado durante 23 dias, até que a atividade metabólica dos microrganismos fosse encerrada, ou seja, até que os valores de  $\text{DQO}_d$  mantiveram-se constantes. Os reatores permaneceram sob abrigo da luz e temperatura entre 20-25°C durante todo o tempo do ensaio. O pH foi checado em todos os dias de coletas de amostras e mantido entre 6,5 e 8,0 utilizando soluções de  $\text{NaOH}$  (6N) e  $\text{H}_2\text{SO}_4$  (2N).

As coletas devem seguir os passos abaixo:

- (a) Uma amostra no dia de montagem dos reatores;
- (b) Uma amostra nos dois dias seguintes à montagem e;
- (c) Amostras de 2 em 2 dias ou em intervalos frequentes;

### 4.3.3 Cálculos

Para se calcular a depleção de  $DQO_d$  e, conseqüentemente, a fração inerte remanescente, foi utilizada a seguinte equação:

$$DQO_{\text{inerte}} = DQO_{\text{lixiviado}} - DQO_{\text{glicose}}$$

De acordo com o método utilizado, deve-se assumir que a fração de  $DQO_d$  inerte da glicose é nula. Com isso, a diferença entre as  $DQOs$  dissolvidas finais do efluente e da glicose, em que a atividade biológica foi encerrada, revela a quantidade de  $DQO$  inerte do efluente.

## **5 RESULTADOS E DISCUSSÕES**

### **5.1 Ensaio de DQO Inerte**

Os reatores do ensaio de DQO inerte foram monitorados utilizando-se os parâmetros pH e DQO solúvel até que a atividade biológica fosse encerrada, ou seja, até serem obtidos 3 valores similares para as análises de DQO. As análises foram realizadas no dia da montagem dos reatores e nos dois dias seguintes, e posteriormente foram analisadas as amostras coletadas de 2 em 2 dias até o final do período. Foram realizadas coletas as segundas, quartas e sextas-feiras, não realizando coletas aos finais de semana.

A Figura 9 apresenta os resultados obtidos na primeira execução do experimento, em 04/02/2013. É possível observar que os valores de DQO solúvel apresentaram um decaimento significativo até o 3º dia, e depois passaram a mostrar um decaimento mais lento, até atingir concentrações praticamente constantes a partir do 18º dia do experimento, fazendo com que o mesmo fosse encerrado no 23º dia. Lange e Amaral (2009) consideraram que a atividade biológica foi encerrada em seus experimentos após obterem valores de DQO constantes por 48 horas.

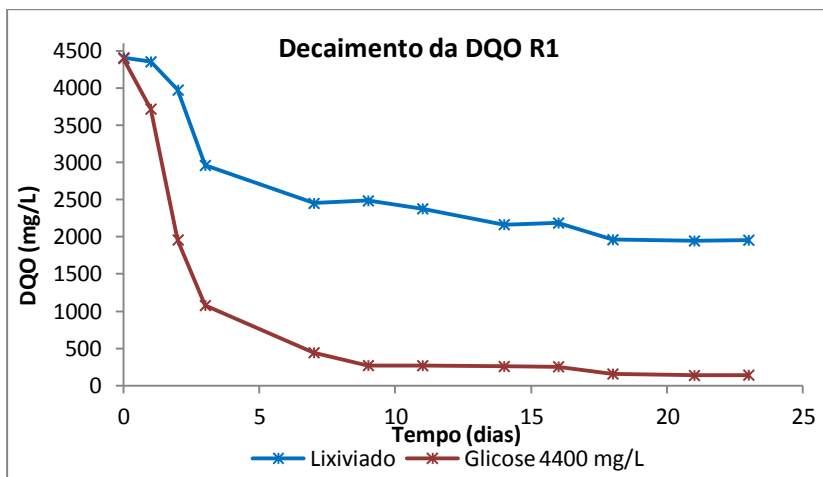


Figura 9: Variação da DQO solúvel no lixiviado (R1) e em solução de glicose ao longo do tempo.

Como resultado final para o reator R1, obteve-se como valor para DQO Inerte do lixiviado 1.814,35 mg/L, o que equivale a 41,23% da sua DQO inicial (4.409,9 mg/L).

As Figura 10 e 11 mostram os resultados obtidos na segunda execução do experimento, iniciada em 29/04/2013. Após 23 dias de incubação, o reator R3 apresentou como valor para DQO Inerte do lixiviado 2.177,73 mg/L, equivalente a 43,15% da sua DQO inicial (5.046,67 mg/L). Para essa mesma DQO inicial, o reator R4 obteve 42,01% de DQO inerte, correspondente a 2120,10 mg/L.

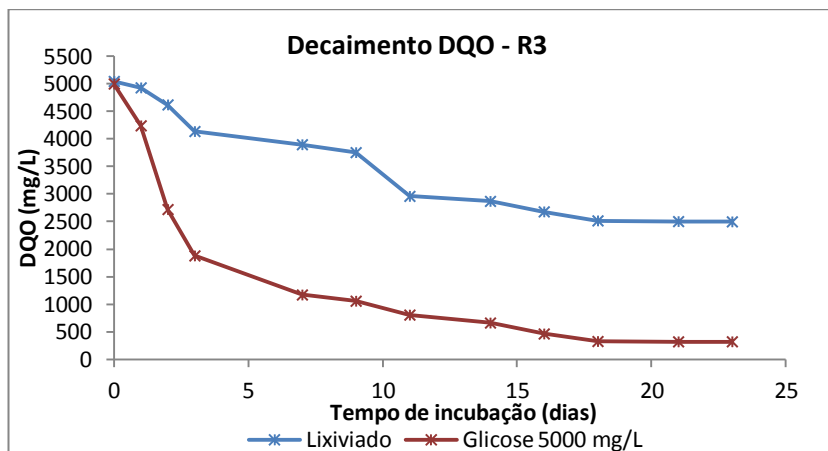


Figura 10. Variação da DQ Solúvel no lixiviado (R3) e em solução de glicose ao longo do tempo.

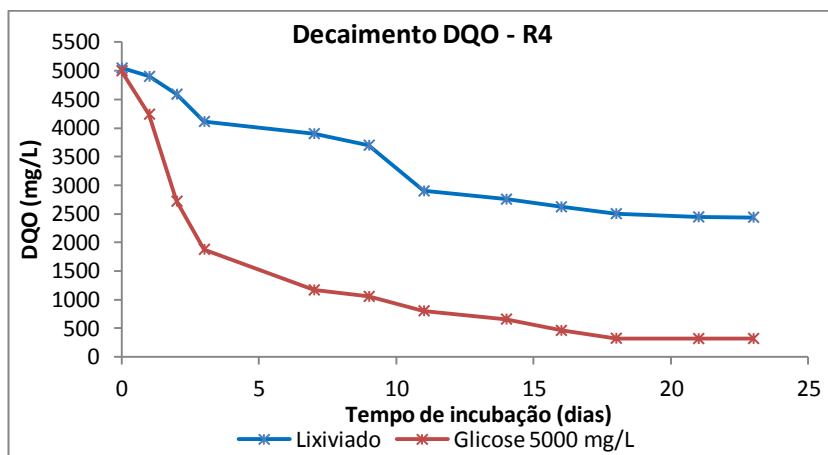


Figura 11. Variação da DQO solúvel no lixiviado (R4) e em solução de glicose ao longo do tempo.

Os 3 reatores apresentaram decaimento contínuo de DQO solúvel a partir das primeiras horas de ensaio, o que confirma a não necessidade de aclimação do lodo empregado como inóculo (MORAVIA, 2010). De acordo com Moravia (2010), este fato pode estar ligado às características semelhantes entre a matéria orgânica rapidamente biodegradável do lixiviado e a que está presente no esgoto



doméstico. As concentrações de DQO inerte estão próximas aos valores obtidos por Lange e Amaral (2009) e Moravia (2010), os quais também executaram esse ensaio para caracterizar lixiviados de aterros sanitários brasileiros, o que confirma a elevada concentração de compostos refratários nesses efluentes.

De acordo com Tatsi (2001) *apud* Moravia (2010), os altos valores de DQO Inerte obtidos, refletem a elevada concentração de compostos refratários, a qual pode ser atribuída, principalmente, às substâncias húmicas, além de outras espécies complexas que resultam da condensação de núcleos aromáticos.

Em relação ao parâmetro pH, observou-se que nos primeiros dias de ensaio houve a tendência de ultrapassar a faixa recomendada, apresentando valores entre 8,20 e 9,00. A correção para a faixa adequada, entre 6,5 e 8,0, foi feita nessas ocasiões utilizando  $\text{H}_2\text{SO}_4$  (2N). Após 7 dias de incubação os reatores mostraram-se estabilizados e mantiveram valores em torno de 7,5.

Cabe ainda ressaltar que o período necessário para que os valores finais de DQO Inerte fossem obtidos, foi de 23 dias em todos os reatores, isto porque, a partir do 18º dia de incubação, as 3 análises de DQO realizadas apresentaram valores muito semelhantes, indicando o encerramento da atividade biológica em ambos reatores.

## **5.2 Ensaio de Biodegradabilidade Aeróbia**

Foram realizadas 7 amostragens nos reatores ao longo do ensaio para análises de DQO e COD. A primeira foi coletada 3h após a montagem dos reatores e do branco; outras 4 amostras foram retiradas entre o 2º e o 26º dia; e as duas últimas nos 27º e 28º dias de ensaio. A mesma metodologia de amostragem foi aplicada na primeira e na segunda execução. A seguir estão apresentados os resultados obtidos de acordo com cada parâmetro analisado.

### **5.2.1 Parâmetro DQO**

Através da Figura 12 é possível visualizar a porcentagem de biodegradabilidade obtida na primeira execução do ensaio, onde a DQO do lixiviado utilizado era de 4.409,90 mg/L. Nota-se que a biodegradação máxima foi alcançada no 16º dia do experimento, equivalendo a 54%. Como é possível observar no gráfico, a degradação da matéria orgânica decaiu significativamente a partir do 21º dia de ensaio. O aumento nos valores de DQO obtidos a partir dessa data

podem estar relacionados com a formação de compostos que exijam uma maior quantidade de oxigênio para serem degradados.

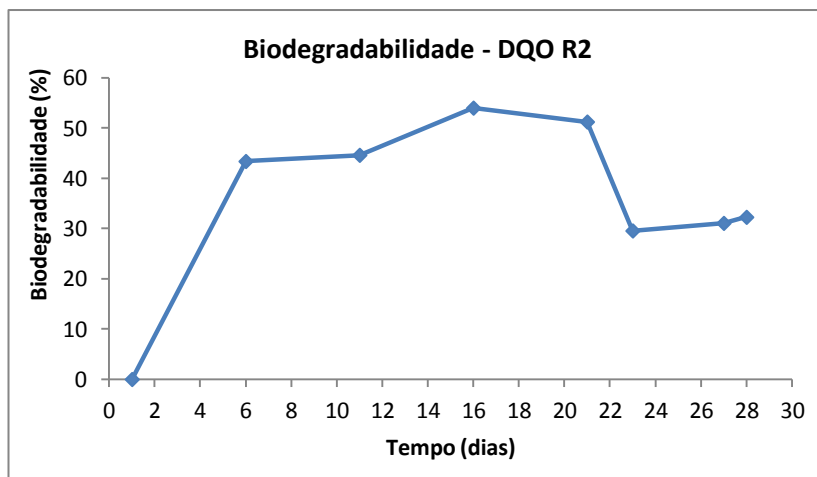


Figura 12. Porcentagem de biodegradabilidade do lixiviado ao longo do tempo no reator R2.

Na segunda execução do ensaio, houve uma tendência crescente do aumento da biodegradabilidade, alcançando seu valor máximo nos últimos dias de incubação, ao contrário do que havia ocorrido com o reator R2, em fevereiro de 2013. Através das Figura 13e 14 é possível observar que as curvas obtidas para os reatores R5 e R6 foram praticamente iguais, o que já era esperado devido à montagem dos mesmos ter sido idêntica. Nesta etapa o lixiviado utilizado nos reatores possuía DQO igual a 5.046,67 mg/L.

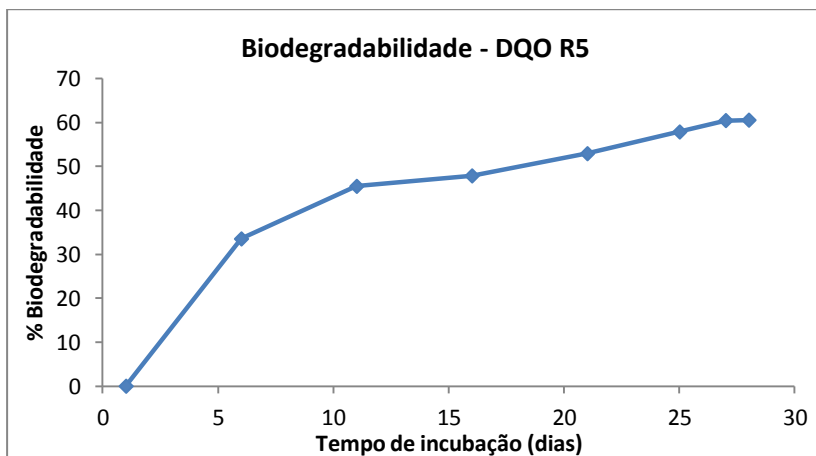


Figura 13. Porcentagem de biodegradabilidade do lixiviado ao longo do tempo no reator R5.

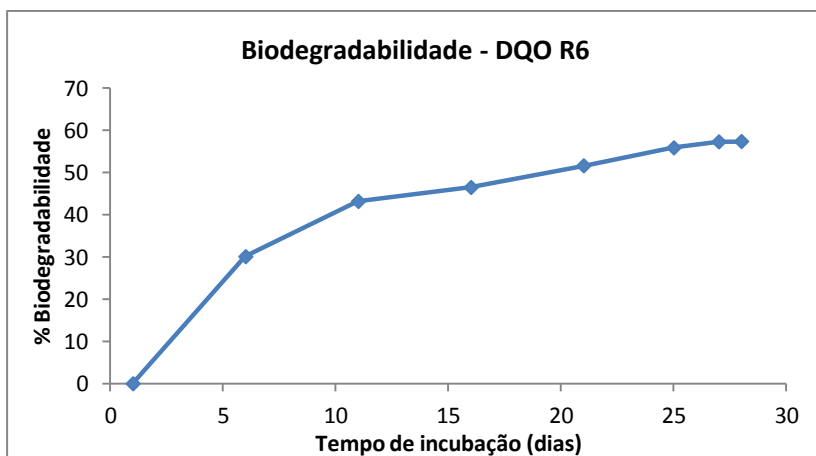


Figura 14. Porcentagem de biodegradabilidade do lixiviado ao longo do tempo no reator R6.

Na Figura 15 é possível verificar a comparação entre os resultados obtidos para os 3 reatores nos 6º, 21º e 28º dias de incubação. O reator R2 foi o que apresentou maior biodegradação ao início do experimento, no entanto após o 21º dia, seus valores sofreram um decréscimo. O reator R5 foi o que apresentou maior biodegradação,

60,55%. O reator R6 apresentou resultados semelhantes, chegando a 57,35%.

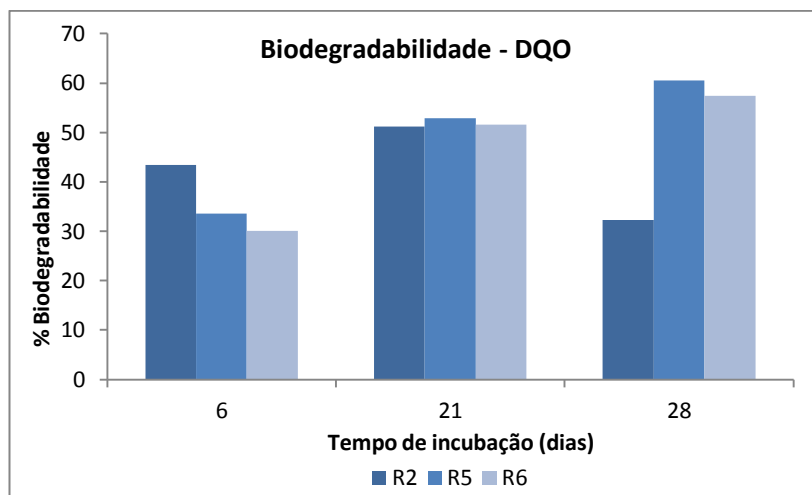


Figura 15. Comparação entre as porcentagens de biodegradabilidades obtidas em cada reator – parâmetro DQO.

O comportamento do pH nos 3 reatores foi bastante semelhante. Após a preparação dos reatores o pH ficou acima de 8,5, valor ajustado com  $H_2SO_4$  (2N) para a faixa de tolerância. Após quinze dias de monitoramento percebeu-se a tendência de seu decaimento, chegando a valores próximos de 6,0 nos últimos dias de análise. Tal comportamento em relação ao pH também foi observado por Soares (2013) em suas análises de biodegradabilidade de lixiviado utilizando o método de Zahn-Wellens adaptado por Lange et al (2012).

Moravia (2010) observou que o lixiviado bruto utilizado em seu estudo, apresentou uma fração de DQO inerte em torno de 40% e biodegradabilidade aeróbia máxima de 46,6%, semelhante aos resultados obtidos no presente trabalho. Da mesma forma Amaral (2007) obteve em torno de 50% de biodegradação aeróbia para lixiviado bruto, utilizando o método aqui aplicado.

### 5.2.2 Parâmetro COD

As determinações de carbono orgânico total foram feitas em um analisador de COT marca SHIMADZU – modelo 5000A. As amostras

utilizadas para determinação da DQO e do COD nos reatores foram as mesmas. Os resultados obtidos no ensaio de fevereiro estão demonstrados na Figura 16. É possível observar que a curva obtida com o parâmetro COD diferencia-se daquela para o parâmetro DQO. Fato que pode estar relacionado com a polimerização da matéria orgânica, o que dificultaria sua oxidação, aumentando os valores de  $DQO_d$  porém mantendo a quantidade de carbono, inalterando as análises de COD. Entre o 11º e o 23º dia de incubação, a porcentagem de biodegradação permaneceu em torno de 40%, sendo elevada para 56,45% no 28º dia.

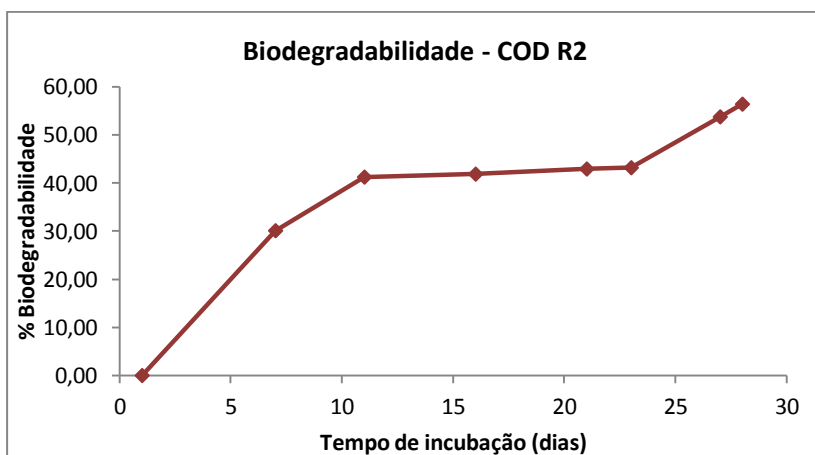


Figura 16. Porcentagem de biodegradabilidade do lixiviado ao longo do tempo no reator R2.

Conforme já havia sido observado nos resultados com análises de DQO, os reatores R5 e R6 mostraram curvas de biodegradação muito semelhantes também para o parâmetro COD (Figura 17e Figura 18). As porcentagens de biodegradação alcançadas foram de 53,83 e 51,78 para os reatores R5 e R6 respectivamente, menores do que aquelas obtidas nos ensaios de DQO.

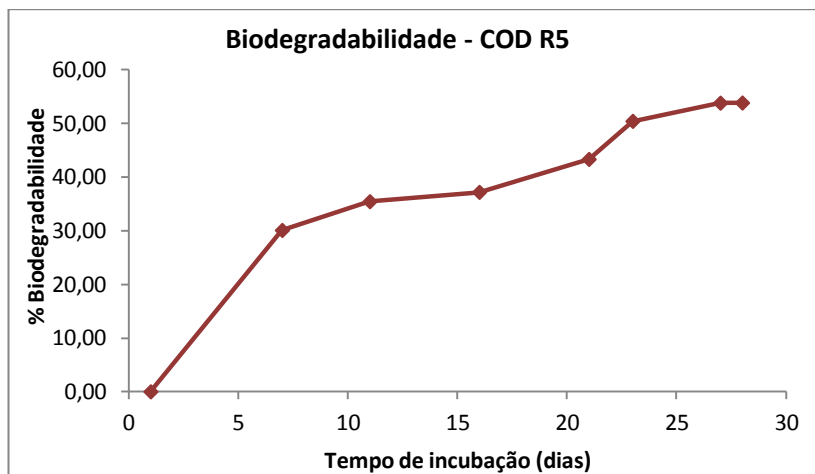


Figura 17. Porcentagem de biodegradabilidade do lixiviado ao longo do tempo no reator R5.

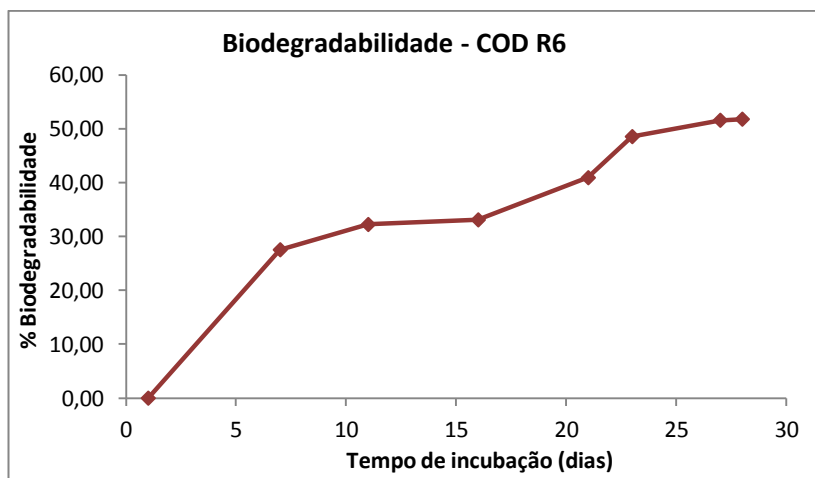


Figura 18. Porcentagem de biodegradabilidade do lixiviado ao longo do tempo no reator R6.

A Figura 19 apresenta a comparação entre os resultados obtidos para os 3 reatores após 6, 21 e 28 dias de incubação. Conforme já havia sido observado para o parâmetro DQO, a porcentagem de degradação já havia alcançado em torno de metade do seu valor final após 6 dias de

ensaio. Após esse período a degradação tornou-se mais lenta e alcançou seu máximo no 28º dia de análise. Ao contrário do que foi verificado anteriormente, o reator R2 foi o que obteve a maior degradação ao final do experimento, com 56,45%.

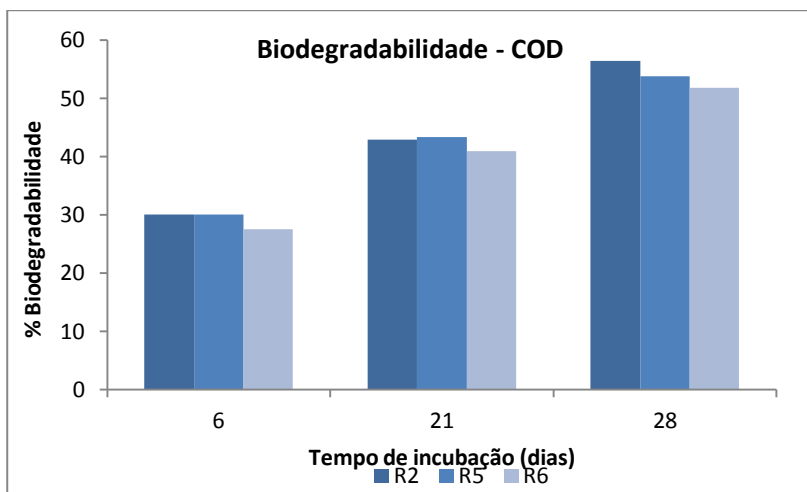


Figura 19. Comparação entre as porcentagens de biodegradabilidades obtidas em cada reator – parâmetro COD.

## 6 CONCLUSÕES

O presente trabalho, que teve como objetivo avaliar a biodegradabilidade aeróbia do lixiviado de um aterro sanitário, através da realização de 2 ensaios, Biodegradabilidade Aeróbia (método de Zahn-Wellens) e DQO Inerte (método de Guermilli), permitiu verificar que:

- Os resultados obtidos com o teste de determinação da DQO inerte, indicaram que o lixiviado estudado apresentou relativamente alta concentração de DQO solúvel inerte, que correspondeu a cerca de 42% da concentração de DQO inicial.
- O lixiviado utilizado neste estudo apresentou biodegradabilidade moderada, sugerindo a presença de compostos recalcitrantes. Os valores obtidos no ensaio de biodegradabilidade aeróbia, apresentaram porcentagem de biodegradação máxima de 60,55% e 56,45%, respectivamente para as análises feitas com os parâmetros DQO e COD.
- A fração não decomposta nos ensaios de biodegradabilidade, pode estar diretamente relacionada com a fração inerte encontrada no ensaio de DQO Inerte. Os dados obtidos são complementares e somados aproximam-se de 100%.
- As adaptações efetuadas por Lange et al (2012) no método de Zahn-Wellens não alteraram sua eficácia na determinação da biodegradabilidade aeróbia de lixiviados, já que os resultados obtidos neste trabalho encontram-se de acordo com os valores apresentados em outros estudos.
- Ambos os métodos empregados foram adequados para determinação dos parâmetros coletivos não específicos do lixiviado analisado.
- Os resultados indicam que apenas um tratamento biológico pode não ser suficiente para permitir que o efluente esteja dentro dos limites propostos pela legislação vigente. Faz-se



necessário completar o sistema com tratamento físico-químico.

A caracterização de lixiviados de aterros sanitários se mostrou algo fundamental para a escolha do tipo de tratamento mais adequado às condições do efluente em questão. Devido à falta de caracterização deste efluente, uma das maneiras mais utilizadas no passado para o tratamento do mesmo se baseia na utilização de fontes biológicas. Entretanto, os principais poluentes tais como metais pesados, macro nutrientes inorgânicos, produtos orgânicos xenobióticos e materiais orgânicos dissolvidos, nos quais se pode enfatizar a presença de altas concentrações de materiais refratários, tornaram este método insuficiente para atingir padrões de tratamento. Desta forma, somente a determinação da DQO do efluente e de outros parâmetros convencionais é insuficiente para a caracterização do mesmo e, por conseguinte, a quantificação da DQO inerte do lixiviado é de fundamental importância para a escolha do tratamento mais adequado para o devido efluente.

A biodegradabilidade é uma característica de um composto ou efluente o qual é capaz de ser degradado pela atividade microbológica. Desta forma, a sua quantificação se faz necessária para que, assim, sejam evitados problemas futuros na operação do tratamento do efluente, tais como baixa eficiência do processo e altos custos de manutenção. No presente estudo verificou-se que a utilização de processos biológicos aeróbios para o tratamento do lixiviado analisado, é uma alternativa que permite a remoção de mais de 50% da matéria orgânica, diminuindo o custo de um sistema que utilizasse apenas tratamentos físico-químicos e diminuindo o passivo ambiental do sistema.

## 7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AMARAL, M. C. S. **Caracterização de Lixiviados Empregando Parâmetros Coletivos e Identificação de Compostos**. Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais (EE/UFGM), Belo Horizonte, 2007.

AMORIM, A.K.B. *et al.* **Tratamento físico-químico de lixiviados: estudos em escala de bancada com precipitação química, coagulação/floculação, adsorção em carvão ativado e reagente de fenton**. In: GOMES, L.P. (coord.). Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras. Rio de Janeiro: ABES, 2009, v. 1, p. 97-139.

ANDRADE, S. M. A. **Caracterização Físico-Química e Tratabilidade por Coagulação-Floculação dos Líquidos Percolados Gerados no aterro Sanitário de Uberlândia-MG**. Mestrado em Engenharia Química. Faculdade de Engenharia Química da Universidade Federal de Uberlândia (FEQ/UFU), Uberlândia, 2002.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. Apresentação de Projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos - Classificação - NBR-8419, 1992.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. Resíduos Sólidos - Classificação - NBR-10.004, 2004.

BARKER, D.J.; STUCKEY, D.C. **A review of soluble microbial products (SMP) in wastewater treatment systems**. Water Research, v. 33, n. 14, p. 3063-3082, 1999.

BIDONE, F.R.A. e POVINELLI, J. **Conceitos básicos de resíduos sólidos**. São Carlos: EESC/USP, 1999. 120p.

BIDONE, R. F. **Tratamento de lixiviado de aterro sanitário por um sistema composto por filtros anaeróbios seguidos de de banhados construídos: estudo de caso – central de resíduos do Recreio, Minas**

**do Leão/RS.** Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2008.

CALIJURI, M.; MELO, A.L.O.; LORENTZ, J.F. **Identificação de áreas para a implantação de aterros sanitários com uso de análise estratégica de decisão.** Informática Pública, v.4, n.2, p.231-250, 2002.

CASTILHOS JR., A.B.; FERNANDES, F.; FERREIRA, J.A.; JUCÁ, J.F.T.; LANGE, L.C.; GOMES, L.P.; PESSIN, N.; NETO, P.M.S.; ZANTA, V.M. **Gerenciamento de resíduos sólidos urbanos com ênfase na proteção de corpos d'água: prevenção, geração e tratamento de lixiviados de aterros sanitário.** IN: CASTILHOS JR., A.B. (ORG.). RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS: ATERRO SUSTENTÁVEL PARA MUNICÍPIOS DE PEQUENO PORTE. Brasil, Rio de Janeiro: Rima ABES, 494p., 2006

CASTILHOS JUNIOR, A.B.; MEDEIROS, P.A.; FIRTA, I.N.; LUPATINI, G.; SILVA, J.D. **Resíduos Sólidos Urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte.** Rio de Janeiro: ABES, 2003. 280p.

CINTRA, F.H.; HAMADA, J.; CASTILHO FILHO, G.S. Fatores que afetam a qualidade do chorume gerado em aterro controlado de resíduos sólidos urbanos. IN: VI SIMPÓSIO ÍTALO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, Vitória - ES, 2002.

FRÉSCA, F. R. C. **Estudo da geração de resíduos sólidos domiciliares no município de São Carlos – SP, a partir da caracterização física.** Mestrado em Ciência da Engenharia Ambiental. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2007.

FUNASA. **Manual de saneamento.** 3.ed. Brasília. ISBN 85-7346-045-8, 408p., 2004.

GERMILL, E.; ORHON, D.; ARTAN, N. **Assessment of the initial inert soluble COD in industrial wastewaters.** Water Science and Technology, v.23, p.1077-1086, 1991.

INSTITUTO BRASILEIRO DE ADMINISTRAÇÃO MUNICIPAL.  
**Gestão Integrada de Resíduos Sólidos: manual gerenciamento integrado de resíduos sólidos.** Rio de Janeiro: IBAM, 200p., 2001.

INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS - IPT; Compromisso Empresarial Para Reciclagem -CEMPRE. **Lixo municipal: manual de gerenciamento integrado.** São Paulo: IPT/CEMPRE, 370p., 2000.

JORDÃO, E.P.; PESSÔA, C.A. **Tratamento de Esgotos Domésticos.** 4ªEd. ABES, Rio de Janeiro, 2005.

LANGE, Liséte Celina; AMARAL, Miriam Cristina Santo; DINIZ, Larissa Marques; KOBAYASHI, Cintia Yoko; ROCHA, Eghon Pereira; SANTOS, Marco Antônio Herculano. **Apostila de metodologias para caracterização físico-química de Lixiviados de aterros sanitários: parâmetros coletivos não específicos.** Disponível em: <<http://www.tratalix.eng.ufmg.br>> Acesso em: 01 out. 2012.

LANGE, L.C.; AMARAL, M.C.S. **Geração e características do lixiviado.** In: GOMES, L.P. (coord.). Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras. Rio de Janeiro: ABES, 2009, v. 1, p. 26-59.

LANGE, L.C.; SIMÕES, G.F.; FERREIRA, C.F.A. **Aterro sustentável: um estudo para a cidade de Catas Altas, MG.** IN: CASTILHOS JR., A.B. (ORG.). Resíduos sólidos urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte. Rio de Janeiro: Rima ABES, 294p., 2003.

LEITE, W.C.A. **Estudo do comportamento da temperatura, pH e teor de umidade na decomposição de resíduos sólidos urbanos em aterros sanitários.** Mestrado em Engenharia Sanitária. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 1991.

MARTINS, C. L. **Tratamento de lixiviado de aterro sanitário em sistema de lagoas sob diferentes condições operacionais.** (Tese de Doutorado). Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, SC, 2010. 240p.

MARTTINEN, S. K.; KETTUNEN, R. H.; RINTALA, J. A.  
**Occurrence and removal of organic pollutants in sewages and**

**landfill leachates.** Science of the Total Environment. 301 (1-3) (2003): 1-12.

METCALF E EDDY. **Waste Engineering**, NY, McGraw Hill, th. ed. 1334 p., 2003.

MORAVIA, W. G. **Avaliação do tratamento de lixiviado de aterro sanitário através de processo oxidativo avançado conjugado com sistema de separação por membranas.** Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. 2010.

MONTEGGIA, L. O. & ALÉM SOBRINHO, P. **Lagoas anaeróbias.** In: CAMPOS, J. R. de (Coord.) Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo. Projeto PROSAB. Rio de Janeiro: ABES, 1999. p.101-116.

OECD. **Detailed review paper on biodegradability testing environment monograph**, n.98, 1995.

PAINTER, H.A. **Detailed review paper on biodegradability testing.** OECD guidelines for the testing of chemicals. Paris: OECD, 1995.

POHLAND, F.G.; HARPER, S. R. **Critical review and summary of leachate and gas production from landfills.** EPA/600/2-86/73. Cincinnati, OH, U.S.A.: U.S. Environmental Protection Agency, 1986.

REINHART, D.R.; GROSH, C.J. **Analysis of Florida MSW landfill leachate quality.** University of Cen-tral Florida, 1998.

SILVA, J.D. **Tratamento de lixiviados de aterro sanitário por lagoas de estabilização em série- estudo em escala piloto.** Tese (Doutorado). Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental. Universidade Federal de Santa Catarina. 2007.

SOUTO, G.B.; POVINELLI, J. **Características de lixiviados de aterros sanitários no Brasil.** In: 24° CON-GRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, de 2 a 7 de setembro de 2007, Belo Horizonte, Minas Gerais, 2007.

SOUTO, G. D. B. Lixiviado de aterros sanitários brasileiros – estudo de remoção do nitrogênio amoniacal por processo de arraste com ar (“stripping”). Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo. São Carlos – SP. 2009.

TATSI, A.A.; ZOUBOULIS, A.I.; MATIS, K.A.; SAMARAS, P.;  
**Coagulation-flocculation pre-treatment of sanitary landfill leachates.**  
Chemosphere, v.53, p.737, 2003.

UEHARA, M. Y. **Operação de lagoas anaeróbias e facultativas.** São Paulo. 1989.91p.

VON SPERLING, M. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias.** Vol. 4. Lodos ativados. 2. ed. Belo Horizonte: DESA-UFMG, 2002, 428 p.